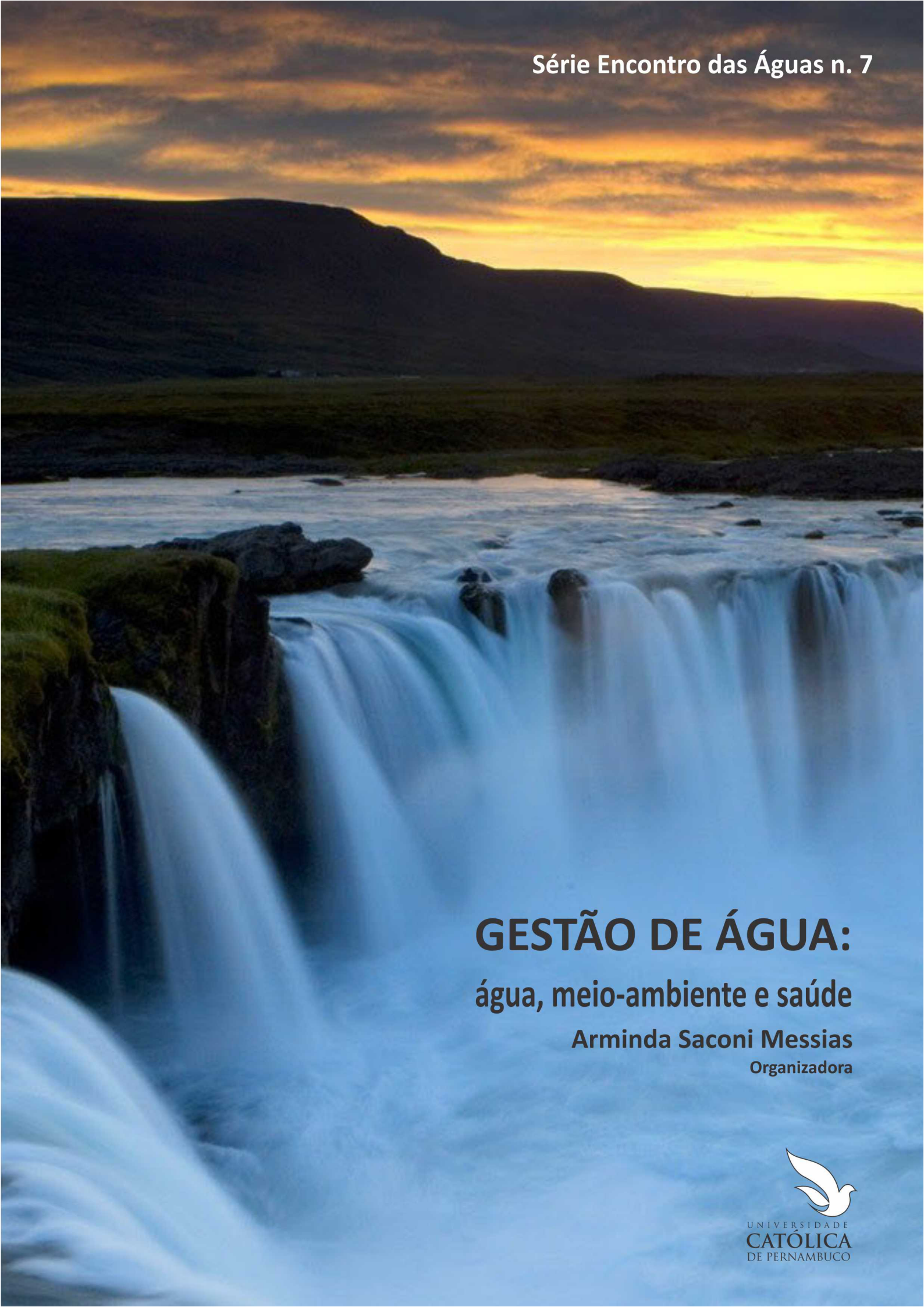


Série Encontro das Águas n. 7

GESTÃO DE ÁGUA:

água, meio-ambiente e saúde

Arminda Saconi Messias
Organizadora

UNIVERSIDADE CATÓLICA DE PERNAMBUCO

Série Encontro das Águas, n. 7

GESTÃO DE ÁGUA:

ÁGUA, MEIO-AMBIENTE E SAÚDE

3ª EDIÇÃO

Recife
2013

Arminda Saconi Messias
Organizadora

GESTÃO DE ÁGUA:

ÁGUA, MEIO-AMBIENTE E SAÚDE

Série Encontro das Águas, n. 7

Patrocínio

Universidade Católica de Pernamabuco - Unicap

Instituto Humanitas Unicap

Companhia Hidroelétrica Vale do São Francisco - Chesf

Marinha do Brasil - Capitania dos Portos de Pernambuco

Ministério do Meio Ambiente - Secretaria de Recursos Hídricos

Associação Brasileira de Engenharia Ambiental - Asbea

Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente - Sectma

Apoio

Facepe

Ipa

Recife, 2013

UNIVERSIDADE CATÓLICA DE PERNAMBUCO

Pe. Miguei de Oliveira Martins Filho, S.J.
Presidente

Prof. Dr. Pe. Pedro Rubens Ferreira Oliveira, S.J.
Reitor

Profª Aline Maria Grego Lins
Pró-reitora Acadêmica

Prof. Luciano José Pinheiro Barros
Pró-reitor Administrativo

Pe. Lúcio Flávio Ribeiro Cirne, S.J.
Pró-reitor Comunitário

Prof. Paulo Fradique
Editor

Editoração eletrônica: Kamyla Brito e Lílian Costa

Programação Visual e capa: Lílian Costa

Ficha catalográfica

G393 Gestão de água : água, meio ambiente e saúde
/ organizadora Arminda Saconi Messias.
-- Recife : FASA, 2013.
1587p. : il. -- (Série Encontro das Águas ; n. 7)
ISBN 978-85-708-41090-x (EBook)

1. Recursos hídricos. 2. Água - poluição. 3. Meio Ambiente. 4. Água - Purificação. 5. Água - consumo. 6. Abastecimento de água. I. Saconi, Arminda Messias.

CDU 556

A CORREÇÃO ORTOGRÁFICA, GRAMATICAL E
SINTAXE É DE INTEIRA RESPONSABILIDADE DOS AUTORES
Universidade Católica de Pernambuco
Rua do Príncipe, 526 – Boa Vista
Recife – PE – CEP 50050-900

SUMÁRIO

APRESENTAÇÃO ORAL

27 **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS LAGOAS URBANAS DE SALVADOR-BAHIA**
AILTON DOS SANTOS JÚNIOR
ANELISE RIBEIRO ABREU;
JUCICLEIDE RAMOS DOS SANTOS
EDUARDO FARIAS TOPÁZIO

35 **PROPOSIÇÕES PARA CONSERVAÇÃO DE NASCENTES DO RIO PARAÍBA DO MEIO**
ALBEDSON MIRANDA PALÁCIO FILHO
MARCOS RENATO FRANZOSI MATTOS

51 **SINGULARIDADES E SEMELHANÇAS DE SISTEMAS DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA DO CARIRI E DO SERTÃO PARAIBANO**
ALBERTINA DE FARIAS SILVA
TAMIRES DE LIMA LUNA
CIDOVAL MORAIS DE SOUSA;
BEATRIZ SUSANA OVRUSKI DE CEBALLOS

59 **QUALIDADE DA ÁGUA EM ASSENTAMENTO RURAL, RIO DAS OSTRAS, RJ**
ALESSANDRA DO ESPÍRITO SANTO
ALEXANDRE BELEZA ROMÃO;
MARIO JORGE RODRIGUES DE PAIVA
MAYCON PRATA PEREIRA DA SILVA

67 **ÉTICA E RECURSOS HÍDRICOS: A ÁGUA EM CONTEXTOS COMUNICATIVOS**
ALVORI AHLERT

76 **BIORREMEDIAÇÃO DE EFLUENTE DE TILÁPIA DO NILO PELA** ***Spirulina platensis***
ANDERSON ALAN DA CRUZ COELHO
HUNDSON DAMASCENO MAIA;
JOSÉ WILLIAM ALVES DA SILVA
RENATO TEIXEIRA MOREIRA

84 **VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE ÍONS PRESENTES EM ÁGUA RESIDUÁRIA**
CÉLIA SILVA DOS SANTOS
ARSÊNIO PESSOA DE MELO JÚNIOR
AARON DE SOUSA ALVES
BENJAMIM CARVALHO DE LIMA JÚNIOR

92 **DIAGNÓSTICO DO SANEAMENTO BÁSICO REALIZADO NOS BAIRROS VILA DA AMIZADE, OLARIA NORTE E SÃO LUIZ I, NO MUNICÍPIO DE CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA - PA**
DANILO EPAMINONDAS MARTINS E MARTINS
WILKER CAMINHA DOS SANTOS
HELLISON SILVA MOTA

98 **ANÁLISE DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MIRIRI-PB POR MEIO DE GEOTECNOLOGIAS**
GLAUCIENE JUSTINO FERREIRA DA SILVA
LIDIANE CRISTINA FÉLIX GOMES
LÚCIA HELENA GURJÃO DE SOUSA

102 **APLICAÇÃO DE LUZ UV SOLAR ASSOCIADA COM PERÓXIDO DE HIDROGÊNIO NO TRATAMENTO DA VINHAÇA**
LAYS HARUMI MORIMOTO,
PEDRO MIGUEL ALVES ALMEIDA
MARIA CRISTINA RIZK

115 **IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DECORRENTES DOS DIFERENTES USOS DO RIO CHUMUCUI**
Igor Padilha Souza
Milena de Nazaré da Silva Santos
Alessandra Damasceno de Almeida
Marcos Ronielly da Silva Santos

122 **APLICAÇAO DOS BIOSSURFACTANTES NA REMOCAO DE CONTAMNANTES EM AGUA MARINHA**
Juliana Moura de Luna
Raquel Diniz Rufino
Leonie Asfora Sarubbo

130 **DETECÇÃO DE MICRORGANISMOS EM ÁGUA NA CIDADE DE GOIÂNIA**
Ludimila Aparecida Cavalcante Wosnjuk Carvalho
Hugo Delleon Silva
Sônia de Fátima Oliveira Santos
Marco Tulio Antônio Garcia-Zapatta

138 **ANÁLISE QUANTITATIVA E QUALITATIVA DO DESPERDÍCIO DO ABASTECIMENTO E DA POTABILIDADE DA ÁGUA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA-PA**
Ramynngly Nunes Gontijo
Wilker José Caminha do Santos
Jhesse Tavares dos Santos
Patrick Ribeiro Teixeira

146 **ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PITIMBU NO RN**
Rodrigo Freitas Machado Barbosa
Carmem Sara Pinheiro de Oliveira
Lara Machado Alves

154 **ANÁLISE HIDROENERGÉTICA DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO MUNICÍPIO DE MARABÁ/PA**
Rubens Chaves Rodrigues
Nilvete Cardoso dos Santos
Paulo Henrique Teles da Silva

162 **QUALIDADE DA ÁGUA NO BAIXO RIO CAPIBARIBE, RECIFE, PERNAMBUCO**
Simone Ferreira Teixeira
Susmara Silva Campos
André Luiz Ramos Holanda de Andrade

170 **EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA PELO BIOÁGUA FAMILIAR**
Solange Aparecida Goularte Dombroski
Fábio dos Santos Santiago
Felipe Tenório Jalfim
Isabella Cristina Guerra Moreira Dias

178 **TRATAMENTO DA VINHAÇA: EFEITOS NA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS**
Vitor Amigo Vive
Maria Cristina Rizk

186 **ESTUDIO MATEMÁTICO DE LAS CONDICIONES DE ESTABILIDAD EN LA POLIMERIZACIÓN ELECTROQUÍMICA DE COMPUESTOS HETEROCÍCLICOS EN PRESENCIA DE OXIDANTES**
Volodymyr V. Tkach
Vasyl´ V. Nechyporuk
Petró I. Yagodynets´ Chernivtsi
Calle de Kotsyubyns´ky

198 **A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS TRANSFRONTEIRIÇOS NA BACIA DO RIO NILO (ÁFRICA)**
Clecia Simone Gonçalves Rosa Pacheco
Clesio Jonas de Oliveira da Silva
Germana Karla de Lima Carvalho
Hélida Karla Philippini da Silva

207 **AVALIAÇÃO DE RESÍDUOS DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO CONVENCIONAL**
Cristiane Aparecida de Oliveira
Wellington França Barcelo
Carla Jovania Gomes Colares

215 **SINTOPIA ENTRE *BIOMPHALARIA STRAMINEA* E O MOLUSCO EXÓTICO COMPETIDOR *MELANOIDES TUBERCULATUS* NO RESERVATÓRIO DA USINA HIDRELÉTRICA DE CANA BRAVA, GO**
Fábio Fiebrig Buchmann
Aline Carvalho de Mattos
Silvana Carvalho Thiengo
Monica Ammon Fernandez

223 **REMOÇÃO DE BTX (BENZENO, TOLUENO, P-XILENO E O-XILENO) DE ÁGUA POR ADSORÇÃO EM ORGANOSÍLICA DE MESOPOROSA**
Francisco Richard da Silva
Sayonara do Nascimento Silva
Rosângela Silveira Lima
Flávia de Miranda Leão Leite Costa

238 **INFLUÊNCIA DAS PRECIPITAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS NA OCORRÊNCIA DE DIARRÉIA E GASTROENTERITE NO MUNICÍPIO DE ARARIPINA/PE**
Isabella Cristinna da Silva Santos
Francinete Francis Lacerda

242 **REMOÇÃO DE FERRO E MANGANÊS EM ÁGUA COM CFN**
Jéssica Roberta Pereira Martins
Renata Chastinet Braga
Hosineide de Oliveira Rolim
Maria Juciene Lima Chaves

250 **GESTÃO DA ÁGUA POTÁVEL PARA O MUNICÍPIO DE BOM JARDIM-PE**
Josimar Torre Gonzaga
Carlos Fernando Rodrigues Guaraná

258 **PLANEJAMENTO URBANO, GESTÃO DO TERRITÓRIO E MEIO AMBIENTE EM CATALÃO (GO)**
Laurinda José Ribeiro

266 **MICROALGAS NA MELHORIA DA QUALIDADE DE ÁGUA DA PISCICULTURA**
Rafael Lustosa Maciel
Ana Luzia Assunção Cláudio de Araújo
Hudson Damasceno Maia
Wladimir Ronald Lobo Farias

274 **APROVEITAMENTO DA ÁGUA PLUVIAL PARA FINS POTÁVEIS E NÃO POTÁVEIS**
Wanda Tathyana de Castro Silva
Viviane Assis Chaves de Carvalho

282 **CONDIÇÕES DE SAÚDE AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BELÉM**
Alessandro Bertolino
Marina Carvalho Gaban
Liz Ehlke Cidreira
Carlos Mello Garcias

290 **QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NAS REGIÕES DA GRANDE NATAL/RN**
Carmem Sara Pinheiro de Oliveira
Rodrigo Freitas Machado Barbosa
Lara Machado Alves

298 **QUALIDADE FINAL DO EFLUENTE DE CURTUME TRATADO COM COAGULANTE NATURAL**
Cássio Tamogami
Maria Cristina Rizk

306 **DINÂMICA DO CARBONO EM MANANCIAIS DO RIO ARAÇUAÍ**
Diêgo Faustolo Alves Bispo
Alexandre Christófaro Silva
Cristiano Christófaro
Marcelo Mattos Pedreira

314 **AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO DO AÇUDE POTIRETAMA, CE**
Flavia de Melo Carneiro
Virginia Pinheiro Gurgel
Hosineide de Oliveira Rolim
Francisco Jonathan de Sousa Cunha Nascimento

322 **SISTEMA CÍCLICO DE LODO ATIVADO EMPREGADO NO TRATAMENTO TERCIÁRIO ESGOTOS**
Henrique Martins Neto
Roque Passos Piveli

329 **AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO DOMÉSTICO NO ESTADO DO PIAUÍ**
Kerlane Alves Fernandes
Marcus Brandão Melo
Thiago Teles Álvaro
Zuleica Carmen Castilhos

335 **FORMAS DE USO E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM PEQUENAS E MÉDIAS CIDADES DA AMAZÔNIA ORIENTAL**
Marcelo Santos de Mendonça
Aninha Melo Moreira
Márcio Fernando Duarte Pinheiro
Samuel da Costa dos Santos

341 **REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM ESGOTO SANITÁRIO UTILIZANDO TRATAMENTO BIOLÓGICO**
Pedro Herlleyson Gonçalves Cardoso
Lívia Maria Batista Vilela
Andrea Daniela Sampaio de Almeida

349 **LEI 9.433/97: GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO TERRITÓRIO BRASILEIRO**
Renata Segovia Sommer

APRESENTAÇÃO PAINEL

359 **CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DA ÁGUA RESIDUÁRIA APLICADA À CULTURA DA BANANEIRA**
Aaron de Sousa Alves
Vera Lúcia Antunes de Lima
Célia Silva dos Santos
Patrícia Ferreira da Silva

367 **OCORRÊNCIA DE HERBICIDAS NAS ÁGUAS DO RIO IPOJUCA, PERNAMBUCO**
Adson da Silva Gomes Ferreira
Eden Cavalcanti de Albuquerque Junior

375 **DEGRADAÇÃO DE ÁREAS RIBEIRINHAS UTILIZANDO A ANÁLISE POR NDVI EM UM MUNÍCIPIO DA ZONA DA MATA DE PERNAMBUCO**
Alcione Santana da Silva
Luciana Mayla de Aquino França

383 **CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO SÃO PEDRO, JEQUITINHONHA/MG**
Aline J. Freire
Cristiano Christofaro

391 **RESERVATÓRIO TAPACURÁ: IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO**
Ana Flávia Rodrigues dos Santos
Adson da Silva Gomes Ferreira
Paulo Alves Lima Filho
Eden Cavalcanti de Albuquerque Junior

399 **DISCUSSÃO SOBRE A DILUIÇÃO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS EM CORPOS HÍDRICOS**
Andreza Tacyana Félix Carvalho Frag
Maria José de Sousa Cordão
Thiago Ferreira Soares
Maria das Graças Cruz Mota

402 **MANEJO DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS NO MUNICÍPIO DE CABROBÓ (PE)**
Andrezza Karla de Oliveira Silva
Fernando de Oliveira Mota Filho
Eugênia Cristina Gonçalves Pereira

415 **SALINIDADE DA ÁGUA, BIOFERTILIZANTE E LIXIVIAÇÃO NA BIOMETRIA DO NONI**
Antônio Gustavo de Luna Souto
Lourival Ferreira Cavalcante
Stella da Silva Prazeres
Antônio João de Lima Neto

423 **INSETOS AQUÁTICOS ASSOCIADOS À BARRAGEM DO JAZIGO, SERRA TALHADA, PE**
Ayllanne Mary da Silva Magalhães
Janaína Kely Nogueira Lima
Cláudia Helena Cysneiros Matos
Carlos Romero Ferreira de Oliveira

431 ***ÁGUA EM CISTERNAS DO P1MC: CONDIÇÕES SOCIOECONOMICAS,* DE SAÚDE E DE SANEAMENTO BÁSICO DOS BENEFICIADOS**
Bruno Freire Araújo
Jéssica Natyelle Barros Farias
Monalisa dos Santos Olímpio
Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

435 **ZOOBENTOS DA BARRAGEM DO JAZIGO, SERRA TALHADA, SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**
Carla Daniele Cavalcanti Pereira
Camyla Raniely Cavalcanti Pereira
Girlene Fábia Segundo Viana

442 **ANÁLISE AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO POJUCA – MATA DE SÃO JOÃO / CAMAÇARI – BAHIA**
Carlos Alves de Freitas Júnior
Fabrine dos Santos Lima
Pedro Brizack Nogueira

455 **GESTÃO DA ÁGUA NA VERTICALIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS**
Ceres Duarte Guedes Cabral de Almeida
Alane Danielle Pacheco Pereira
Brivaldo Gomes de Almeida

463 **RECURSOS HÍDRICOS TRANSFRONTEIRIÇOS E A GESTÃO PARTILHADA NA BACIA DO NILO AFRICANO**
Clecia Simone Gonçalves Rosa Pacheco
Elieth Oliveira Brandão
Farnézio de Castro Rodrigues
Germana Karla de Lima Carvalho

472 **A TRANSIÇÃO URBANA NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO**
Cleitiene Pessôa dos Santos
Enatielly Rosane Goes
Alcione Santana da Silva

479 **ÁGUA E SAÚDE: NOS DISTRITOS DO PORTO DE SUAPE-PE**
Cybelle Fernanda Martins
Greciele Joelen Ribeiro de Luna Cavalcante

483 **INFLUÊNCIA DE OSCILAÇÕES INTERDECADAIS NA PRECIPITAÇÃO DA AMAZÔNIA OCIDENTAL**
Daris Correia dos Santos
Raimundo Mainar Medeiros
José Ivaldo Barbosa de Brito

491 **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA LOCALIDADE DO SÍTIO CANAFÍSTULA EM LIMOEIRO DO NORTE, CE**
Débora Lima Mendes
Letícia Lima Ferreira
Francisco Jonathan Cunha Nascimento
Hosineide de Oliveira Rolim

499 **DO SANEAMENTO BÁSICO AO SANEAMENTO AMBIENTAL: UMA MUDANÇA CONCEITUAL**
Demétrius Rodrigues de Freitas Ferreira
Ronald Fernando de Albuquerque Vasconcelos

507 **VIABILIDADE JURÍDICA DA CAPTAÇÃO E ARMAZENAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS**
Edmilsa Maria da Silva
Andresa Bezerra dos Santos Silva
Marcionila da Silva Cavalcanti
Leonardo Brasil Mendes

515 **INFLUENCIA DA PERCOLAÇÃO DE FLUIDOS CONTAMINANTES NA COLAPSIBILIDADE DE UM COMPACTADO**
Eduarda Queiroz Motta
Silvio Romero de Melo Ferreira

523 **ENCHENTES NO RIO UNA E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS**
Elisângela Maia de Oliveira
Adson da Silva Gomes Ferreira
Marcondes Albuquerque de Oliveira
Maria Helena Paranhos Gazineu

531 **PERCURSO HÍDRICO: O ENCONTRO DAS ÁGUAS**
Enildo Luiz Gouveia
Misael José da Silva

540 **REMOÇÃO DE *Microcystis aeruginosa* POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO E SULFATO DE ALUMÍNIO**
Erivanna Karlene dos Santos Oliveira
Hindria Renally C. Guimarães
Aluízio Gonçalves
Beatriz Susana O. de Ceballos

547 **VARIABILIDADE DE PRECIPITAÇÃO EM ASSENTAMENTOS NO CEARÁ**
Fábio dos Santos Santiago
Raíssa Rattes Lima de Freitas
Nielsen Christianni Gomes da Silva
Ricardo Menezes Blackburn

555 **CONSUMO DE ÁGUA UTILIZADA PELOS DESTILADORES, UERN, CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, MOSSORÓ-RN**
Francisco Fábio Mesquita de Oliveira
Louise Duarte Matias de Amorim
Francisca Kelia Duarte Dias
Ramiro Gustavo Valera Camacho

561 **CARACTERIZAÇÃO PÓS-COLHEITA DO TOMATE SOB LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO NAS FASES FENOLÓGICAS**
Francisco Vanies da Silva Sá
Lauriane Almeida dos Anjos Soares
Marcos Eric Barbosa Brito
Geovani Soares de Lima

569 **ESTOCAGEM DO BIOSSURFACTANTE PRODUZIDO POR *PSEUDOMONAS AERUGINOSA* PARA BIORREMEDIAÇÃO**
Gabriel Neves da Motta Silveira
Juliana Moura de Luna
Raquel Diniz Rufino
Leonie Asfora Sarubbo

577 **IRRIGAÇÃO COM ÁGUAS SALINAS E ADUBAÇÃO NITROGENADA NO CRESCIMENTO DA MAMONEIRA**
Geovani Soares de Lima
Lauriane Almeida dos Anjos Soares
Reginaldo Gomes Nobre
Hans Raj Gheyi

585 **TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DOS EFLUENTES DE ETAs NA AGRICULTURA FAMILIAR**
Gesivaldo Jesus Alves de Figueirêdo
Vera Lúcia Antunes Lima
Rayssa Barbosa Medeiros

593 **DIAGNÓSTICO SANITÁRIO DO BAIRRO CENTRO EM CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA, PA**
Géssica Oliveira da Silva
Leonaldo Carvalho da silva

598 **IMPACTOS SÓCIO-AMBIENTAIS NAS PROXIMIDADES DO ESTUÁRIO DO RIO JABOATÃO**
Heverton Ralph Arcanjo Batista da Silva

605 **IMPACTOS DO EFLUENTE DE MATADOURO EM CORPO RECEPTOR (SERRA TALHADA)**
Ingrid Hayumi Pereira de Lima Hamura
Wesley Patrício Freire de Sá Cordeiro
André Laurênio de Melo
Rossanna Barbosa Pragana

613 **PROPRIEDADE EMULSIFICANTE E ESTABILIDADE DE BIOSSURFACTANTE EM CONDIÇÕES AMBIENTAIS EXTREMAS**
Jenyffer Medeiros Campos
Tânia Lúcia Montenegro Stamford
Leonie Asfora Sarubbo

621 **AVALIAÇÃO DA SEDIMENTABILIDADE DA BIOMASSA EM DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO**
Jéssyca de Freitas Lima
Jarbas Rodrigues Chaves

629 **ESTRUTURA DO FITOPLÂNCTON EM UM ESTUÁRIO SOB INFLUÊNCIA DE ATIVIDADES DE CARCINICULTURA NO NORDESTE DO BRASIL**
Juliana dos Santos Severiano
Enaide Marinho de Melo Magalhães
Ariadne do Nascimento Moura

635 **O EMPODERAMENTO NAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS**
Juliene Karine Anjos do Nascimento
Fernando Joaquim Ferreira Maia
Soraya Giovanetti El-Deir

645 **PRECIPITAÇÃO PLUVIAL E EVAPOTRANSPIRAÇÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR NA REGIÃO DE RIO LARGO-ALAGOAS**
Kleyton Danilo da Silva Costa
Klebson Santos Brito
Iêdo Teodoro
José Dantas Neto

651 **GESTÃO DA ÁGUA EM SITUAÇÕES DE ESCASSEZ NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**
Leonardo Brasil Mendes

658 **AVALIAÇÃO DE INDICADORES HIGIÊNICO-SANITÁRIOS EM ÁGUAS UTILIZADAS EM EQUIPAMENTOS ODONTOLÓGICOS**
Geyziane Maiara Silva Xavier
Fúlvia Conceição Emilson da Silva
Agenor Tavares Jácome-Júnior

666 **CINÉTICA DE BIOADSORÇÃO DE ÍONS CÁLCIO EM ÁGUA PELA BIOMASSA DA MAMONEIRA**
Giúlia Catarinne Moreno de Oliveria
Francisco Renan Lima Amorim
Rosângela Silveira Lima
Cícero Pessoa de Moura

676 **ECOFISIOLOGIA DA MAMONEIRA SOB IRRIGAÇÃO COM ÁGUAS SALINAS E ADUBAÇÃO NITROGENADA**
Hans Raj Gheyi
Lauriane Almeida dos Anjos Soares
Geovani Soares de Lima
Reginaldo Gomes Nobre

684 **APLICAÇÃO DO BIOSSURFACTANTE DE BAIXO CUSTO DE *CANDIDA SPHAERICA* UCP 0995 COMO DISPERSANTE DE DERIVADO DE PETRÓLEO EM ÁGUA MARINHA**
Humberto B. S. Sobrinho
Juliana M. Luna
Raquel D. Rufino
Leonie A. Sarubbo

692 **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PAJEÚ/PERNAMBUCO – BRASIL**
Isabela Janne de Lima
Fabrício Ângelo Gabriel
Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti

700 **MONITORAMENTO E ANÁLISE QUÍMICA DA ÁGUA DO RIO CAPIBARIBE – RECIFE, ESTADO DE PERNAMBUCO**
Isadora Maria Barbosa de Lima Araújo
Arminda Saconi Messias
Sergio Paiva
Alexandra Amorim Salgueiro

708 **SABONETE A PARTIR DE *AZADIRATHTA INDICA* PARA ELIMINAÇÃO DE PARASITAS**
Jéssica Roberta Pereira Martins
Bruna Gomes de Lima
Rafael Campos do Carmo
Renata Chastinet Braga

714 **UTILIZAÇÃO DA MICROALGA *SPIRULINA PLATENSIS* COMO BIORREMEDIADOR DE EFLUENTE DE CARCINICULTURA**
João Henrique Cavalcante Bezerra
Nara Rúbia da Assunção Nunes
Antonio Glaydson Lima Moreira
Wladimir Ronald Lobo Farias

722 **INVESTIGAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE POÇOS POR PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS**
José Cícero Alves da Silva
José Francielson Queiroz Pereira
Ronaldo Nunes de Brito
Andréa Monteiro Santana Silva Brito

730 **FITORREMEDIAÇÃO DE EFLUENTE DA CARCINICULTURA UTILIZANDO A MICROALGA *CHLORELLA VULGARIS***
José William Alves da Silva
Dilliani Naiane Mascena Lopes
Hudson Damasceno Maia
Anderson Alan da Cruz Coelho

738 **ANÁLISE DOS CUIDADOS COM RESERVATÓRIOS DOMICILIARES NO MUNICÍPIO DE PEDRA LAVRADA – PB**
Joyce Aristércia Siqueira Soares
Layana Dantas De Alencar
Maria Cesar Vasconcelos Galdino Silva
Sandra Carla Souto Vasconcelos

748 **ANALISE DE SANEAMENTO BASICO EM BAIRROS DE CONCEIÇAO DO ARAGUAIA-PA**
Kacieny Sousa Oliveira
Jhesse Alves Tavares
Vanessa Gomes Monterio
Marcio Aparecido da Costa

756 **BALANÇO HÍDRICO DE UM CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR EM RIO LARGO – ALAGOAS**
Klebson Santos Brito
Iêdo Teodoro
José Leonaldo de Souza
Carlos Alberto Vieira de Azevedo

764 ***WETLAND* CONSTRUÍDO DE MACRÓFITAS AÉREAS PARA FITORREMEDIAÇÃO DE ÁGUAS OLEOSAS**
Laís Alexandre Nascimento
Juliana Moura de Luna
Raquel Diniz Rufino
Leonie Asfora Sarubbo
Valdemir Alexandre dos Santos

772 **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE POÇOS SUBTERRÂNEOS PARA AQUICULTURA NA BACIA DO PAJEÚ**
Laís da Silva Muniz
Gilmar Aguiar de Arruda
Maurício Nogueira da Cruz Pessôa
Sérgio Catunda Marcelino

780 **CULTIVO DA MICROALGA *Spirulina platensis* SOB ILUMINAÇÃO FORNECIDA POR UM SISTEMA DE LED (LIGHT EMITTING DIODE)**
Leonardo Freitas Galvão de Albuquerque
Jefferson Pablo de Sousa Saboya
José de Souza Júnior
Wladimir Ronald Lobo Farias

787 **AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA DO RIO CAPIBARIBE EM RECIFE, PERNAMBUCO**
Liderlânio de Almeida Araújo
Alexciana Melo
Sérgio Carvalho de Paiva
Alexandra Amorim Salgueiro

795 **ICTIOFAUNA E O ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO – PE, BRASIL**
Lourenço Lorena
Goretti Sônia- Silva

801 **DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DOS RECURSOS HÍDRICOS NA CIDADE DE BRAGANÇA, PARÁ**
Marcos Ronielly da Silva Santos
Milena de Nazaré da Silva Santos
Igor Padilha Souza
Fernanda Regina Aviz

808 **BIOMONITORAMENTO EM ÁGUAS ESTUARINAS DE RIO FORMOSO – PE, BRASIL**
Maria Cleudenôra Cássia Mororó
Goretti Sônia- Silva

816 **IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS GERADOS PELOS EFLUENTES DO ABATEDOURO PÚBLICO EM MOSSORÓ-RN**
Maria Regilene de Freitas Costa Paiva
Louise Duarte Matias de Amorim
Emanoella Delfino Figueirêdo Reinaldo
Francisco Fábio Mesquita de Oliveira

822 **BIOMASSA E PARÂMETROS AMBIENTAIS COMO DETERMINANTES DA QUALIDADE DA ÁGUA**
Nayana Buarque Antão da Silva
Leandro Cabanez Ferreira
Maria da Glória Gonçalves da Silva Cunha
Gislayne Cristina Palmeira Borges

830 **DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO PARAIBANO UTILIZADO PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO**
Patrícia Campos de Arruda Queiroz
Enide Eskinazi Leça
Ariadne do Nascimento Moura
José Etham de Lucena Barbosa

838 **QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO VELHO QUIXERÉ ATRAVÉS DE MACRÓFITAS**
Patrícia Raquel Vidal do Nascimento
Dayane de Andrade Lima
Leudhony Silva Oliveira
Hosineide de Oliveira Rolim

843 **CIANOBACTÉRIAS EM DOIS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS T EMPORÁRIOS NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO**
Paulo Henrique Santos Gonçalves
Thatiana Teles de Andrade Rocha
Cícero Tiago da Silva Gomes
Ariadne do Nascimento Moura

851 **INVENTÁRIO ICTIOLÓGICO DO CÓRREGO SÃO LUIZ, CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA, PARÁ**
Paulo Henrique Teles da Silva
Danilo Epaminondas Martins e Martins
Wilker Caminha dos Santos
Hellison Silva Mota

859 **UTILIZAÇÃO DE BIOSSURFACTANTE NA REMOÇÃO DE METAIS PESADOS**
Petrusk Homero Campos Marinho
Raquel Diniz Rufino
Juliana Moura de Luna
Leonie Asfora Sarubbo

867 **DANOS EM ALVENARIAS NO MUNICÍPIO DE PETROLINA DEVIDO A SALINIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRANEAS**
Ariosvaldo Gomes Ribeiro
Natália Cordeiro Gomes
Monique Carla Souza de Lima
Fernando Artur Nogueira Silva
Sergio Carvalho de Paiva

875 **FATORES QUE INFLUENCIAM NOS CASOS DE LEPTOSPIROSE EM RECIFE/PE**
Rafael Silva dos Anjos
Franciele Eunice de Araújo
Gilson Brandão da Rocha Filho
Twane Maria Cordeiro Xavier

884 **USO DE ÁGUAS SALINAS E ADUBAÇÃO NITROGENADA NA PRODUÇÃO DA MAMONEIRA**
Reginaldo Gomes Nobre
Lauriane Almeida dos Anjos Soares
Hans Raj Gheyi
Geovani Soares de Lima

893 **ESTIMATIVA DA PRECIPITAÇÃO PLUVIAL ANUAL DE PIRANHAS-AL**
Ronabson C. Fernandes
André L. de Carvalho
Wanda T. C. Silva
Viviane A. S. Carvalho

901 **ASPECTOS HISTÓRICOS, CULTURAIS E SOCIAIS DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL**
Teresa Raquel de Araújo Viana

908 **ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO MUNICIPIO DE CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA PARÁ**
Thuanny Paula de Almeida Nascimento
Maxwel Lima Santos

913 **MICOBIOTA DO RIO MASSANGANA, CABO DE SANTO AGOSTINHO, PERNAMBUCO**
Victor Hugo Moreira de Lima
José Michael Morais Correia
Raoní Oliveira Neves
Marilene da Silva Cavalcanti

921 **QUALIDADE DE ÁGUA DE FONTES HÍDRICAS DO RIO PARAÍBA**
Viviane Farias Silva
Kalyne Sonale Arruda de Brito
Júlia Soares Pereira
Aline Costa Ferreira

928 **A EFETIVAÇÃO DO DIREITO FUNDAMENTAL À ÁGUA NO SEMIÁRIDO**
Wagner José de Aguiar
Fernando Joaquim Ferreira Maia
Soraya Giovanetti El-Deir

936 **APROVEITAMENTO DA PRECIPITAÇÃO PLUVIAL PARA FINS ENERGÉTICOS**
Wanda Tathyana Castro Silva
Ronabson Cardoso Fernandes
Viviane Assis Chaves de Carvalho

942 **INFLUÊNCIA DE FOSSAS NEGRAS NA CONTAMINAÇÃO DE POÇOS SUBTERRÂNEOS NA COMUNIDADE VILA NOVA, ITAIÇABA-CEARÁ**
Yanna Julia Dantas de Souza
Jardson Álvaro Freitas Bezerra
Hozineide Oliveira Rolim
Jonathan de S. Cunha

948 **BIOMASSA DA MAMONEIRA CULTIVADA COM ÁGUAS SALINAS E ADUBAÇÃO NITROGENADA**
Lauriane Almeida dos Anjos Soares
Reginaldo Gomes Nobre
Geovani Soares de Lima
Hans Raj Gheyi

956 **CRUSTÁCEOS PLANCTÔNICOS NO MONITORAMENTO E MANEJO DE VINTE E DOIS RESERVATÓRIOS DE PERNAMBUCO**
Leidiane Pereira Diniz
Viviane Lúcia dos Santos Almeida
Mauro de Melo Júnior

964 **DESEMPENHO DE FILTROS AERÓBIOS INTERMITENTES NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE TANQUE SÉPTICO/FILTRO ANAERÓBIO DESTINADOS Á IRRIGAÇAO**
Leonardo Rodrigues dos Santos
Tércio José da Silva
Célia Regina Diniz
Beatriz Susana Ovruski de Ceballos

972 **EFLUENTES PRODUZIDOS EM LABORATÓRIOS DA UERN: UM ESTUDO DE CASO**
Louise Duarte Matias de Amorim
Francisco Fábio Mesquita de Oliveira
Francisca Kelia Duarte Dias
Ramiro Gustavo Valera Camacho

980 **PRODUÇÃO DE MUDAS DE PINHEIRA IRRIGADAS COM ÁGUA SALINA**
Luderlandio de Andrade Silva
Francisco Vanies Da Silva Sá
Marcos Eric Barbosa Brito
Pedro Antônio Neto

988 **ESTUDO PRELIMINAR DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RESERVATÓRIO DE IGARAPAVA**
Ludmila Vieira Lage
Claudia de Vilhena Schayer Sabino
Marcela David de Carvalho

996 **A PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA GESTÃO HÍDRICA PÁTRIA À LUZ DA LEI FEDERAL n. 9.433/97**
Manoel Nascimento de Souza

1006 **VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DA UHE DE ITAPARICA, NORDESTE, BRASIL**
Marcilio da Silva Xavier
Nísia Karine Cavalcanti Aragão Tavares
Juliana dos Santos Severiano
Ariadne do Nascimento Moura

1014 **ORIENTAÇÕES PARA RESTAURAÇÃO E CONSERVAÇÃO DE NASCENTES DO RIO MUNDAÚ**
Marcos Renato Franzosi Mattos
Albedson Miranda Palácio Filho

1022 BIOENSAIO DE TOXICIDADE EM TRATAMENTO DE EFLUENTE CONTENDO QUEROSENE
Maria Andreza Bezerra Correia
Clarissa Daisy da Costa Albuquerque
Galba Maria de Campos-Takaki

1029 GEOTECNOLOGIAS APLICADAS NO PLANEJAMENTO DE SISTEMAS URBANOS DE ÁGUA
Maria José de Sousa Cordão
Iana Alexandra Alves Rufino

1037 ANÁLISE CLIMATOLÓGICA E BALANÇOS HÍDRICOS NO MUNICÍPIO DE MONTEIRO-PB
Maria José Herculano Macedo
Raimundo Mainar de Medeiros
Virgínia Mirtes de Alcântara Silva
Francisco de Assis Salviano de Sousa

1045 ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIACHO CAVOUCO – UFPE
Marlyete Chagas de Araújo
Fábio Marcel da Silva Santos
Maria Betânia Melo de Oliveira

1053 OCORRÊNCIA E ABUNDÂNCIA DE *BIOMPHALARIA STRAMINEA* NO RIO TOCANTINS, ESPÉCIE VETORA DA ESQUISTOSSOMOSE NO BRASIL
Monica Ammon Fernandez
Silvana Carvalho Thiengo

1061 A ÁGUA COMO RECURSO NATURAL: ABORDAGEM DIDÁTICA ESCOLAR
Morgana Maria Gouveia da Silva
Isabela Janne de Lima
Valdilene Gomes de Melo
Luciana de Matos Andrade

1069 UTILIZAÇÃO De BIOSSURFACTANTE COMO AGENTE DE BIORREMEDIAÇÃO EM ÁGUA DO MAR
Nathália Maria Padilha da Rocha e Silva
Fernanda Cristina Padilha da Rocha e Silva
Juliana Moura de Luna
Raquel Diniz Rufino
Leonie Asfora Sarubbo

1077 CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA CIDADE DE CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA - PA
Nilvete Cardoso dos Santos
Aline Rocha Lima
Rubens Chaves Rodrigues

1085 DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO DE PERNAMBUCO: IMPLICAÇÕES À SAÚDE PÚBLICA
Nísia Karine Cavalcanti Aragão Tavares
Ênio Wocyli Dantas
Ariadne do Nascimento Moura

1093 RESOLUÇÃO CONAMA 274/00 SOBRE A ÓPTICA DA VARIÁVEL CLORO RESIDUAL
Odiane de Barros da Cruz
Karla Maria Holanda Nunes
Hosineide de Oliveira Rolim
Maria da Conceição de Sousa

1101 ÁGUA SUPERFICIAL POLUÍDA COM ESGOTO DOMÉSTICO: ESTUDO DA CONCENTRAÇÃO IÔNICA
Patrícia Ferreira da Silva
José Dantas Neto
Célia Silva dos Santos
Aaron de Sousa Alves

1108 BIOMONITORAMENTO DO CORREGO SÃO LUIZ EM CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA-PA
Paulo Henrique Teles da Silva
Hellison Silva Mota
Douglas Henrique Neres;
Danilo Epaminondas Martins

1106 **ESTUDO DO BIOSSURFACTANTE POR *CANDIDA GUILLIERMONDII* NA BIORREMEDIAÇÃO DO PETRÓLEO**
Pedro Pinto Ferreira Brasileiro
Juliana Moura de Luna
Raquel Diniz Rufino
Leonie Asfora Sarubbo

1124 **ANÁLISE DE PARÂMETROS INDICATIVOS DE QUALIDADE DE ÁGUA DO RIO ITAPESSOCA, GOIANA – PE**
Poliana Clara Pereira dos Santos
Sônia Valéria Pereira
Glauber Pereira de Carvalho Santos

1132 **COOPERATIVA DOS CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS DA REGIÃO BAIXO JAGUARIBE**
Priscila Crisóstomo Maia Holanda
Carlos Vangerre de Almeida Maia
Silvania Clebia Mendes de Sousa

1139 **BIOSURFACTANTS FOR APPLICATION IN THE REMOVAL OF PETROLEUM DERIVATES**
Raquel Diniz Rufino
Juliana Moura de Luna
Leonie Asfora Sarubbo

1147 **QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS TRIBUTÁRIOS DA SUB-BACIA DO CÓRREGO SÃO DOMINGOS EM CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA - PA**
Rayane Pacheco Costa
Paulo Henrique Teles da Silva
Agnailda Lima Guedes
Lúcia Divina de Sousa Pereira Prado

1154 **ÁGUAS DE DIFERENTES SALINIDADES, FONTES E DOSES DE NITROGÊNIO SOBRE OS COMPONENTES DE PRODUÇÃO DO GIRASSOL**
Reginaldo Gomes Nobre
Welington Bezerra de Sousa
Hans Raj Gheyi
Adaan Sudário Dias

1163 **IMPORTANCIA E USOS MULTIPLOS DAS NASCENTES DE ÁGUA DOCE DE JUCURUTU/RN**
Renata Régis da Silva
Abraão José Azevedo dos Santos
Rebecca Luna Lucena

1171 **CULTIVO DE MICROALGA EM MEIO COM VARIAÇÃO DE NUTRIENTE**
Renato Teixeira Moreira
Anderson Alan da Cruz Coêlho
Leonardo Freitas Galvão de Albuquerque
Wladimir Ronald Lobo Farias

1179 **ESTUDO MICROCLIMÁTICO DA PRAÇA DO DERBY E ENTORNO, RECIFE-PE**
Rennan Cabral Nascimento
Juliane Barbosa Sales da Silva
Rodrigo Santos de França
Talitha Lucena de Vasconcelos

1187 **PRODUCTION OF BIOSURFACTANT BY *PSEUDOMONAS CEPACIA***
Rita de Cássia Freire Soares da Silva
Raquel Diniz Rufino
Juliana Moura de Luna
Leonie Asfora Sarubbo

1195 **AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA FINS DE IRRIGAÇÃO**
Rosângela Maria da Silva
Maria Adriana Maia Ingá
Hosineide de Oliveira Rolim
Jarbas Rodrigues Chaves

1204 **A MENSAGEM JUDAICO-CRISTÃ E A ÁGUA NO RIO BEBERIBE**
Sávio Silva de Almeida
Mônica Cox de Britto Pereira

1212 **CARAMUJOS TRANSMISSORES DE ESQUISTOSSOMOSE, CLONORQUÍASE E PARAGONOMÍASE: ASPECTOS SANITÁRIOS E AMBIENTAIS (PERNAMBUCO, BRASIL)**
Silvano Lima do Nascimento Filho
Girlene Fábia Segundo Viana

1220 **ANÁLISE DAS ÁREAS SUCEPTÍVEIS A ALAGAMENTO NA CIDADE DE CAMPINA GRANDE, PARAÍBA, BRASIL**
Suellen Silva Pereira
Telma Lucia Bezerra Alves
Rosires Catão Curi

1228 **IMPACTOS E HIDROLOGIA DO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PE – BRASIL**
Thais Sousa
Goretti Sonia-Silva

1235 **ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DAS CHUVAS NO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE, REGIÃO AGRESTE DA PARAÍBA**
Joyce Edja Aguiar dos Santos
Kyonelly Queila Duarte Brito
Felipe Guedes de Souza
José Geraldo de Araújo Ferreira Filho

1242 **CHOLINESTERASES OF *OREOCHROMIS NILOTICUS* A BIOMARKERS OF ALUMINUM SULPHATE CONTAMINATION**
Vagne de Melo Oliveira
Caio Rodrigo Dias Assis
Ranilson de Souza Bezerra

1250 **ASPECTOS DO REGIME FLUVIAL NO SEMIÁRIDO PARAIBANO**
Virgínia Mirtes de Alcântara Silva
Lidiane Cristina Félix Gomes
Maria José Herculano Macedo
Raimundo Mainar de Medeiros

1258 **GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS NA MICROBACIA DO RIO CAMARAGIBE–PE**
Arthur Albuquerque Batista de Oliveira

1266 **MICROLIXOS ENTERRADOS ÀS MARGENS DO RIO PAJEÚ, SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO**
Bhertone Batista Freire
Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti

1273 **TENDÊNCIA CLIMÁTICA DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA NO MUNICÍPIO DE CAICÓ-RN**
Bruno Claytton Oliveira da Silva
Fernando Moreira da Silva

1281 **CONFERÊNCIA DE SANEAMENTO EM LIMOEIRO DO NORTE-CE: NECESSIDADE E INTENSIONALIDADE**
Carlos Vangerre de Almeida Maia
Jarbas Rodrigues Chaves
José Wellington Rios Vital

1289 **AS POLÍTICAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO**
Cristhiane Fernandes de Araújo
Pedro Costa Guedes Vianna

1297 **CINÉTICA DE REMOÇÃO DE POLUENTES POR LODO GRANULAR E FLOCULENTO**
Danikelly Silva Damasceno
Rosângela Maria da Silva
Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos
Heraldo Antunes Silva Filho

1305 **APLICAÇÃO DO BIOSSURFACTANTE DE *CANDIDA LIPOLYTICA* COMO AGENTE DE REMEDIAÇÃO AMBIENTAL**
Danyelle Khadydja Felix dos Santos
Juliana Moura de Luna
Raquel Diniz Rufino
Leonie Asfora Sarubbo

1313 REMOÇÃO DE PETRODERIVADO EMPREGANDO CONSÓRCIO MICROBIANO ISOLADO DE AMBIENTE MARINHO
Darne Germano de Almeida
Juliana Moura de Luna
Leonie Asfora Sarubbo
Maria de Fátima Vieira de Queiroz Sousa

1321 GRANULAÇÃO DE LODO AERÓBIO TRATANDO ESGOTO COM BAIXA CARGA ORGÂNICA
Dayane de Andrade Lima
Jarbas Rodrigues Chaves
Heraldo Antunes Silva Filho
Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos

1329 IMPACTOS AMBIENTAIS EM UM TRECHO DO LITORAL DE GOIANA/PE
Edwilson Medeiros dos Santos

1332 RESPOSTAS DO TOMATEIRO À DIFERENTES LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO NAS FASES FENOLÓGICAS
Elaine Cristina Batista da Silva
Lauriane Almeida dos Anjos Soares
Marcos Eric Barbosa Brito
Geovani Soares de Lima

1345 CULTIVO HIDROPÔNICO DE ALFACE EM MOSSORÓ/RN, UMA POSSÍVEL FONTE POLUIDORA
Emanoella Delfino Figueirêdo Reinaldo
Louise Duarte Matias de Amorim
Francisco Fábio Mesquita de Oliveira
Márcia Regina Farias da Silva

1353 QUALIDADE DE SOLO IRRIGADO POR EFLUENTE TRATADO PELO BIOÁGUA FAMILIAR
Fábio dos Santos Santiago
Solange Aparecida Goularte Dombroski
Felipe Tenório Jalfim
Mariana Braga Nanes

1359 IMPACTOS AMBIENTAIS NA ECOLOGIA DE PEIXES E NOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DA PRAIA DE JAGUARIBE, PERNAMBUCO, BRASIL
Fabrício Ângelo Gabriel
Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti

1367 DIMENSIONAMENTO DE CÂMARA DE FAD PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS OLEOSAS
Fernanda Cristina Padilha da Rocha e Silva
Nathália Maria Padilha da Rocha e Silva
Alex Elton de Moura
Leonie Asfora Sarubbo
Valdemir Alexandre do Santos

1374 REMOÇÃO DE ÍONS DE Cu^{2+} ATRAVÉS DE BIOMASSA RESIDUAL
Flávia Garrett Azevedo
Josemar Guerra de Andrade Câmara
Joelma Morais Ferreira
Maurício Alves da Motta Sobrinho

1382 A ENERGIA EÓLICA E OS CONFLITOS SÓCIO-AMBIENTAIS NO CEARÁ
Francisco Aragão Gomes de Morais Junior
Diego Gadelha de Almeida
Adrissa Mendes Figueiró
Débora Lima Mendes

1389 ROTÍFEROS PLANCTÔNICOS E A QUALIDADE DA ÁGUA DE DOIS RESERVATÓRIOS DO SERTÃO PERNAMBUCANO
Gilmar Aguiar de Arruda
Maiara Tábatha da Silva Brito
Claudio Simões de Morais Junior
Mauro de Melo Júnior

1392 EMERGÊNCIA DE PINHEIRA E ATRIBUTOS DO SUBSTRATO SOB ÁGUA SALINA
Ilkelan Bezerra Ferreira
Francisco Vanies da Silva Sá
Marcos Eric Barbosa Brito
Luderlândio de Andrade Silva

1405 **CONSERVAÇÃO DO BIOSSURFACTANTE DE *PSEUDOMONAS* SP PARA UTILIZAÇÃO AMBIENTAL**
Isabela Natália da Silva Ferreira
Raquel Diniz Rufino
Juliana Moura de Luna
Leonie Asfora Sarubbo

1413 **OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOSSURFACTANTE POR *Candida utilis***
Jenyffer Medeiros Campos
Tânia Lúcia Montenegro Stamford
Valdemir Alexandre dos Santos
Leonie Asfora Sarubbo

1421 **VIABILIZAÇÃO NO USO DA ÁGUA SALINA EM PINHÃO MANSO**
Jônatas Raulino Marques de Sousa
Francisco Cassio Gomes Alvino
Marcos Eric Barbosa Brito

1429 **SANEAMENTO BÁSICO E PROMOÇÃO DA SAÚDE: UMA ANALISE DO MUNICÍPIO DO CABO DE SANTO AGOSTINHO – PE**
Jorge Otacilio da Silva Filho
Carlos Wendell Pedrosa dos Santos

1437 **GEOREFERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS DO ESTADO DE PERNAMBUCO ATRAVÉS DO PROGRAMA ArcGIS**
José Leonardo Cruz
Adelson Gomes Prado
Artur Ângelo Alcântara Assis
Mateus Souza Albuquerque

1445 **MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA DE NASCENTES**
Julia Soares Pereira
Viviane Farias Silva
Kalyne Sonale Arruda de Brito
Aline Costa Ferreira

1451 **MUDAS DE GIRASSOL IRRIGADAS COM ÁGUA RESIDUÁRIA EM DIVERSOS SUBSTRATOS**
Kalyne Sonale Arruda de Brito
Viviane Farias Silva
Elka Costa Santos Nascimento
Leandro Oliveira de Andrade

1459 **DESENVOLVIMENTO DA CRASSOSTREA RHIZOPHORAE NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PE, BRASIL**
Karoline Juliana Costa-Silva
Goretti Sônia-Silva

1467 **AVALIAÇÃO DO REGIME DE CHUVAS E DEMANDA DE ÁGUA PARA O MUNICIPIO DE INGÁ, PB**
Kyonelly Queila Duarte Brito
José Geraldo de Araújo Ferreira Filho
Felipe Guedes de Souza
Soahd Arruda Rached Farias

1474 **CARACTERIZAÇÃO FISIOGRÁFICA E AMBIENTAL DA MICROBACIA DO RIO CUIÁ, JOÃO PESSOA – PB**
Lidiane Cristina Félix Gomes
Virgínia Mirtes de Alcântara Silva
Lúcia Helena Gurjão de Sousa
Glauciene Justino Ferreira da Silva

1482 **IMPLEMENTAÇÃO DE COLETA SELETIVA EM COMUNIDADE URBANA**
Maria Jacilda Nelis Sampaio
Alexandra Amorim Salgueiro
Maria Helena Paranhos Gazineu

1490 **FITOFLAGELADOS INDICADORES DE POLUIÇÃO EM UM TRECHO DO RIO PAJEÚ (NORDESTE)**
Mauro Cesar Palmeira Vilar
Ariadne do Nascimento Moura

1498 **DIAGNÓSTICO DO ACESSO À ÁGUA: ESTUDO DE CASO NA COMUNIDADE VILA MADRE IVA NO MUNICÍPIO DO CABO DE SANTO AGOSTINHO – PE**
Misael José da Silva
Enildo Luiz Gouveia
Andre Paulo de Barros Lucicleiton
Leandro da Silva de Melo

1508 **MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAPIBARIBE**
Monique Carla Souza de Lima
Natália Cordeiro Gomes
Arminda Saconi Messias Sérgio Carvalho de Paiva

1516 **A EDUCAÇÃO SOCIOAMBIENTAL PARA A CONSERVAÇÃO SUSTENTÁVEL DOS RECURSOS HÍDRICOS**
Renata Alves de Brito
Murilo Leonardo da Cunha
Gilvaneide Ferreira de Oliveira

1523 **IMPORTANCIA E USOS MULTIPLOS DAS NASCENTES DE ÁGUA DOCE DE JUCURUTU/RN**
Renata Régis da Silva
Abraão José Azevedo dos Santos
Rebecca Luna Lucena

1531 **USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA E CONDIÇÕES SANITÁRIAS EM MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO PARAIBANO**
Telma Lucia Bezerra Alves
Pedro Vieira de Azevedo
Suellen Silva Pereira

1539 **EXTRAÇÃO DE AREIA DO RIACHO DO SILVA, MACEIÓ-AL E SEUS IMPACTOS AMBIENTAIS**
Valdir Martiniano Ferreira da Silva
Karla Gama Barroso
Paulo Antonio Ferreira Freire
Leandro Medeiros Ferro

1547 **VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL**
Vanessa Maria Silva Rodrigues
Simone Ferreira Teixeira
Ricardo de Souza Rosa
Susmara Silva Campos

1555 **AGRONEGÓCIO E CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA NA CHAPADA DO APODI (CE)**
Virgínia Pinheiro Gurgel
Odiane de Barros da Cruz
Diego Gadelha de Almeida
Flávia de Melo Carneiro

CONFERÊNCIAS

1565 **REVITALIZAÇÃO DO RIO BELÉM**
Carlos Mello Garcias

1576 **BACIA HIDROGRÁFICA DO GUAÍBA: ZONEAMENTO E EDUCAÇÃO AMBIENTAL**
Gerti Weber Brun

1579 **THE CCR-IFCU'S COMMITMENT TO ENVIRONMENTAL RESEARCH IN DEVELOPING COUNTRIES**
Miquel Gassiot

APRESENTAÇÃO PAINEL

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DAS LAGOAS URBANAS DE SALVADOR-BAHIA

Ailton dos Santos Júnior[1]; Anelise Ribeiro Abreu[2]; Jucicleide Ramos dos Santos[3]; Eduardo Farias Topázio[4]

[1] Especialista em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

E-mail: ailton.junior@inema.ba.gov.br

[2] Graduanda em Ciências Biológicas pela Universidade Católica do Salvador.

E-mail: anelise.rabreu@hotmail.com

[3] Graduanda em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário Jorge Amado

E-mail: jucybionot@gmail.com

[4] Especialista em Meio Ambiente e Recursos Hídricos, Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos

E-mail: eduardo.topazio@inema.ba.gov.br

RESUMO

A cidade de Salvador possui muitas lagoas que fazem parte do seu contexto urbanístico, sendo que algumas possuem grande apelo turístico como a Lagoa do Abaeté e o Dique do Tororó. As lagoas urbanas estão sujeitas a consideráveis degradações decorrentes da expansão imobiliária e do uso e ocupação do solo muitas vezes feito sem planejamento adequado. Em função disto esses corpos d'água usualmente recebem uma carga considerável de poluentes que acabam alterando as condições de qualidade e o nível de trofia. Foram analisadas amostras de água superficial de doze lagoas urbanas de Salvador com o objetivo de determinar o Índice de Qualidade da Água - IQA e o Índice de Estado Trófico- IET. As lagoas localizadas em bairros com remanescentes de mata atlântica apresentaram IQA "Bom" e "Ótimo". As lagoas localizadas em áreas suburbanas, com deficiência de saneamento e ausência de áreas verdes, apresentaram IQA "ruim". A maioria dos corpos d'água estudados está eutrofizado.

Palavras-chave: IET, eutrofização, poluição

INTRODUÇÃO

Sistemas lacustres se classificam por serem ecossistemas lênticos, representados por lagoas, lagos e pântanos. As massas de água lênticas não apresentam velocidade de escoamento ou então a sua velocidade é mínima, podendo fazer ou não parte de uma determinada bacia (TUNDISI, 2008).

Muitas lagoas de Salvador fazem parte do espaço urbano, constituindo a paisagem local. Segundo Albuquerque (2009), as lagoas urbanas perderam as suas características de natureza primitiva em decorrência da expansão urbana que substitui a cobertura vegetal natural pela arborização urbana, o solo pela cobertura dos asfaltos e os riachos por galerias de água pluviais, sintetizando os novos aspectos da geomorfologia urbana. Isto consequentemente causa degradações consideráveis da qualidade ambiental.

A eutrofização de lagos urbanos está diretamente ligada ao processo de poluição, causado pelo crescimento demográfico sem planejamento e o desenvolvimento socioeconômico. Estes ambientes são naturalmente utilizados pela população urbana e neles ocorrem frequentemente florações de algas e cianobactérias (NOGUEIRA & RODRIGUES, 2008). Tundisi (2008) assegura que os lagos refletem de forma considerável o espectro de interações nas bacias hidrográficas, incluindo atividades antrópicas. Além da carga natural de nutrientes inorgânicos e de outros elementos considerados essenciais, o lago pode sofrer de forma progressiva, o impacto das inúmeras atividades humanas, as quais determinam o seu estado trófico.

Esteves (2001) afirma que a eutrofização é um aumento da concentração de nutrientes, especialmente fósforo e nitrogênio, que tem como conseqüência o aumento da produtividade de diversos de seus compartimentos e alterações diversas sobre seu funcionamento, assim o ecossistema aquático tem sua condição natural alterada.

O Índice de Estado Trófico tem como objetivo classificar corpos d'água em diferentes graus de trofia, quanto ao acúmulo de nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento desordenado das algas ou ao aumento da quantidade de macrófitas aquáticas (CETESB 2007).

Para Silva (2006), determinar o estado trófico é fundamental para obtenção de informações sobre o corpo de água. Essas informações nos permitem ter uma visão geral sobre local de estudo, podendo assim descrever as relações bióticas e abióticas

desse ecossistema, sendo assim de grande valia para o manejo sustentável dos recursos hídricos.

O índice de qualidade da água - IQA, criado em 1970, possui parâmetros que são indicadores de poluição causada pelo lançamento de esgotos domésticos e foi criado com a finalidade de avaliar a qualidade da água bruta para o uso e abastecimento público, após passar por tratamento, atualmente é considerado o principal índice de qualidade do país (ANA, 2009).

É indispensável realizar o diagnóstico da qualidade da água das lagoas urbanas de Salvador, focando no seu estado trófico. A avaliação destes corpos d'água pode fornecer informações necessárias para escolha e adoção de medidas de proteção destes corpos d'água.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram definidos 12 pontos de amostragem contemplando as principais lagoas urbanas de Salvador. Os pontos foram distribuídos conforme ilustra a Figura 1.

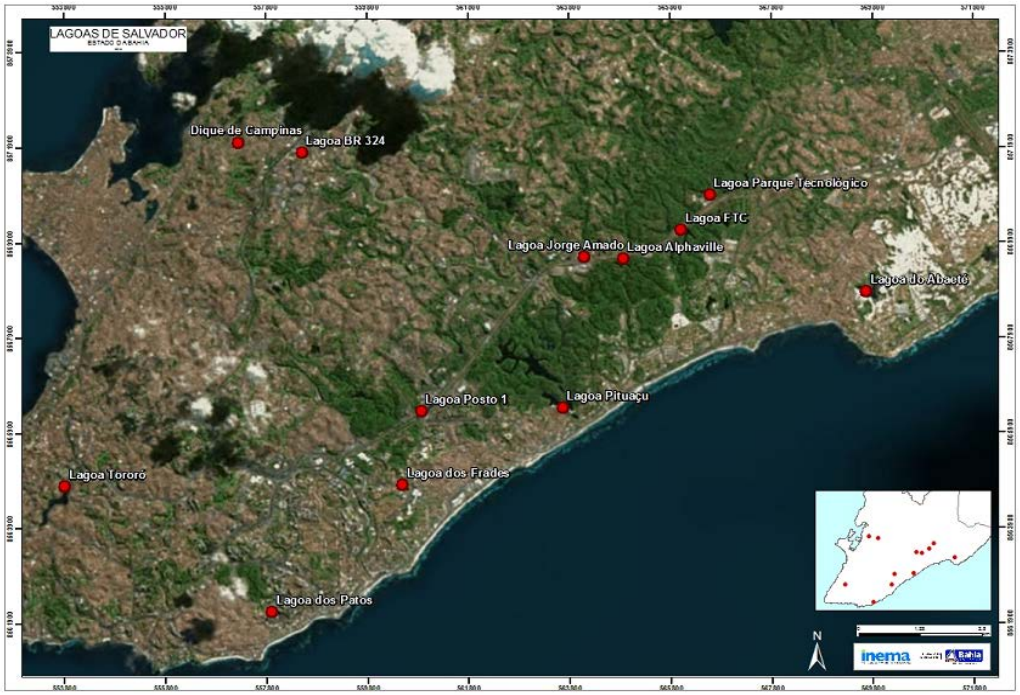


Figura 1. Localização das lagoas avaliadas.

Cinco pontos de amostragem abrangem a área da Avenida Paralela: Lagoa do Parque Tecnológico, Lagoa em frente a Centro Universitário Jorge Amado, Lagoa do Alphaville, Lagoa ao lado da FTC, Lagoa ao lado do Posto 1. A região da Avenida Paralela é uma das poucas regiões da cidade que ainda possui remanescentes de Mata Atlântica.

As lagoas do Abaeté, Pituaçu e Dique do Tororó são pontos turísticos da cidade. As duas primeiras estão localizadas dentro de Unidades de Conservação. O Dique do Tororó está situado ao lado do Estádio da Fonte Nova.

As lagoas dos Frades e dos Patos estão situadas em áreas residenciais, nos bairros do Stiep e Pituba, respectivamente. São bairros de classe média da cidade de Salvador.

Também foram escolhidas lagoas situadas nos bairros periféricos de Campinas de Pirajá e Alto do Cabrito. As lagoas foram denominadas como Lagoa da BR-324 e Dique de Campinas. A Tabela 1 descreve a localização geográfica das lagoas estudadas.

Tabela 1 - Localização geográfica das lagoas estudadas

Lagoa	Coordenadas Geográficas	
	Latitude (S)	Longitude (W)
Lagoa Parque Tecnológico	12°55'35,16''	38°23'10.86''
Lagoa Jorge Amado	12°56'17.89''	38°24'32.76''
Lagoa Alphaville	12°56'19.26''	38°24'7.37''
Lagoa FTC	12°55'59.27''	38°23'29.08''
Lagoa Posto 1	12°58'3.59''	38°26'19.50''
Lagoa dos Frades	12°58'53.82''	38°26'32.03''
Lagoa dos Patos	13°0'21.00''	38°27'57.91''
Lagoa BR 324	12°55'6.39''	38°27'38.35''
Dique de Campinas	12°54'59.64''	38°28'20.57''
Lagoa do Abaeté	12° 56' 41.30"	38°21'27.40"
Lagoa Tororó	12° 58' 55.2"	38° 30' 14.4"
Lagoa Pituaçu	12° 58' 01.2"	38° 24' 46.8"

A coleta foi realizada no mês de fevereiro de 2013, obedecendo aos procedimentos descritos no "Guia Nacional de Coleta e Preservação de Amostras" (CETESB/ANA, 2011). Os parâmetros medidos nas amostras de água superficial foram condutividade,

coliformes termotolerantes, fósforo total e clorofila a. Também foi medida a profundidade de Secchi.

Para a avaliação da qualidade dos corpos d'água foi utilizado o índice de qualidade da água – IQA (CESTESB, 2007) e o índice de estado trófico- IET (LAMPARELLI, 2004).

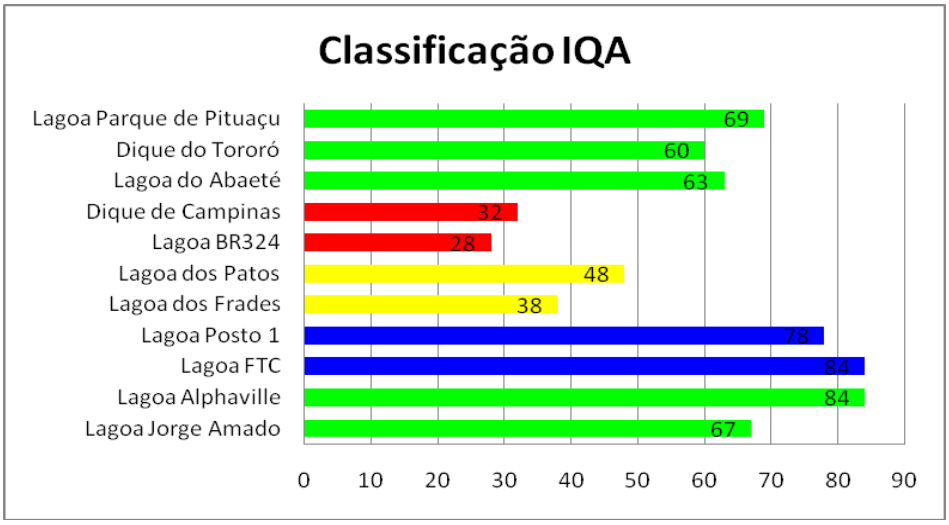
As categorias de qualidade da água em função dos valores do IQA estão classificadas em: Ótimo 79<IQA≤ 100; Bom 51 < IQA ≤ 79; Regular 36 < IQA ≤ 51; Ruim 19 < IQA ≤ 36 e Péssimo 0 < IQA ≤ 19.

Os valores do IET são classificados de acordo com os níveis tróficos: Ultraoligotrófico IET ≤47; Oligotrófico 47<IET≤52; Mesotrófico 52<IET≤59; Eutrófico 59<IET≤63; Supereutrófico 63<IET≤67 e Hipereutrófico IET>67.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As lagoas do Parque de Pituaçu, Abaeté, Dique do Tororó, Posto 1, Faculdade Jorge Amado e Parque Tecnológico apresentaram boa qualidade da água. As lagoas próximas a Faculdade de Ciência e Tecnologia (FTC) e Alphaville obtiveram a qualidade da água classificada como ótima. As lagoas dos Frades e dos Patos apresentaram qualidade regular. A lagoa localizada na BR 324 e o Dique de Campinas apresentaram qualidade ruim, o que pode sinalizar a contaminação dos corpos hídricos ocasionados principalmente pelo lançamento de esgotos domésticos. O Gráfico 1 apresenta a classificação do Índice de Qualidade da Água das 12 lagoas estudadas na cidade de Salvador.

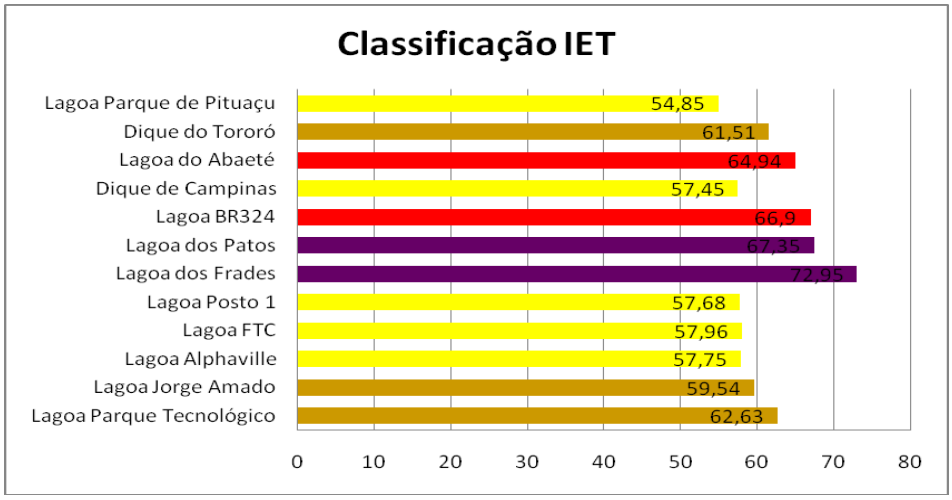
Gráfico 1 – IQA das lagoas de Salvador



Quanto ao estado trófico, a lagoa do Parque de Pituaçu, do Posto 1, FTC e Alphaville apresentaram nível mesotrófico, que de acordo com Lamparelli (2004) são consideradas com produtividade intermediária. Estas lagoas estão localizadas em regiões com remanescentes de mata atlântica de mata e não há presença de fábricas e/ou residências no seu entorno O Dique de Campinas também apresentou grau mesotrófico, apesar de estar completamente colonizado por macrófitas flutuantes. Provavelmente esse valor é atribuído ao baixo teor de clorofila a decorrente da baixa produtividade fitoplanctônica em função do sombreamento feito pelas macrófitas. Os corpos d'água do Dique do Tororó e das lagoas próximas a Faculdade Jorge Amado e Parque Tecnológico apresentaram nível eutrófico. Para a lagoa do Abaeté e a lagoa na BR 324, o seu grau trófico foi classificado como supereutrófico. A classificação de hipereutrófico foi observada nas lagoas dos frades e dos patos.

Os corpos d'água com classe de estado trófico eutrófico e supereutrófico tem como características alta produtividade, reduzida ou baixa transparência, em geral afetados por atividades antrópicas e alterações indesejáveis da qualidade da água. O Gráfico 2 apresenta a classificação do estado trófico nos 12 pontos de amostragem. Corpos d'água hipereutróficos são afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos, associado a episódios florações de algas ou mortandades de peixes, com conseqüências indesejáveis para seus múltiplos usos (LAMPARELLI, 2004).

Gráfico 2. Classificação do Índice de Estado Trófico



CONCLUSÃO

1- As lagoas localizadas no subúrbio encontram-se com alto nível de degradação ambiental, provavelmente devido a falta de saneamento básico. O IQA para as duas lagoas foi classificado como ruim.

2- A lagoa dos Frades e dos Patos apresentou nível trófico bastante elevado, classificados como hipereutrófico, possivelmente pela grande disposição de nutrientes dispostos no corpo d'água. Enquanto o IQA para as duas lagoas foi regular.

3- Os valores obtidos a partir do cálculo do IET demonstram um processo de eutrofização nas lagoas de Salvador. Foi constatado que mais da metade das lagoas estão com níveis tróficos elevados – eutrófico, supereutrófico e hipereutrófico.

4- Lagoas localizadas dentro de Unidades de Conservação ou em regiões com remanescentes de Mata Atlântica apresentaram índices de qualidade de água classificados como bom e ótimo.

REFERÊNCIAS

ALBUQUERQUE, N. T.; NASCIMENTO, P. D.; LIMA-SILVA, L. **Aspectos limnológicos de um ecossistema lacustre natural e urbano (Lagoa Parque Sólon de Lucena)**. In: Anais do IX Congresso de Ecologia do Brasil. São Lourenço, Minas Gerais. 2009.

AGÊNCIA NACIONAL DAS ÁGUAS (ANA), **Indicadores de qualidade – índice de qualidade das águas**, 2009. Disponível Em: <http://pnqa.ana.gov.br/IndicadoresQA/IndiceQA.aspx> Acesso em: 27 de fevereiro de 2013.

ESTEVES, F. A. **Fundamentos de Limnologia.** 3 ed. Rio de Janeiro: Interciência, 2011.

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **Guia nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas e efluentes líquidos**. São Paulo: CETESB; Brasília: ANA, 2011

COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃO PAULO (CETESB). **IET - Índice de Estado Trófico.** (Série Relatórios). São Paulo, 2007. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/userfiles/file/agua/aguas-superficiais/aguas-interiores/documentos/indices/04.pdf>. Acesso em: 27 de fevereiro de 2013

LAMPARELLI, M. C. **Grau de trofia em corpos d'água do estado de São Paulo: avaliação dos métodos de monitoramento.** São Paulo USP/ Departamento de Ecologia., 2004. 235 f. Tese de doutorado, Universidade de São Paulo, 2004.

NOGUEIRA, I de S.; RODRIGUES, L. N. C. **Algas Planctônicas de um lago artificial do Jardim Botânico Chico Mendes**, Goiânia, Goiás: florística e algumas considerações ecológicas. Revista Brasil. Biol., v. 59, n. 3, p. 377-395, 2008.

SILVA, G.S; JARDIM, W.F. **Um novo índice de qualidade das águas para proteção da vida aquática aplicado ao Rio Atibaia, região de Campinas/Paulínia - SP**. Química Nova, São Paulo, v.29, n.4, p.689-694, 2006

TUNDISI, J. G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. **Limnologia**. Oficina de Textos, 2008.

Proposições para Conservação de Nascentes do Rio Paraíba do Meio

Albedson Miranda Palácio Filho[1];
Marcos Renato Franzosi Mattos[2];

1-Discente de Agronomia UFRPE/UAG.
albedsonpalacio@hotmail.com; 2- Professor Adjunto UFRPE/UAG.
Autor correspondente: mattos@uag.ufrpe.br;
Endereço: Av. Bom Pastor S/N Boa Vista Garanhuns/PE
CEP 55296-901. Fone: (87) 3764-5500

Resumo: Antecedendo a qualquer atividade de restauração e conservação de um recurso hídrico é necessário avaliar quais são os fatores antrópicos que causaram a degradação que se almeja reverter. Assim, estudos ambientais das nascentes são de grande relevância para que se possa promover a conservação a partir de procedimentos que incluam ou não o uso do recurso hídrico de maneira direta ou indireta, inclusive por meio da conscientização da população usuária e não usuária. Estabelecido o diagnóstico, é possível identificar as melhores proposições que visem minimizar e reverter os impactos em áreas naturais de forma consistente e duradoura, focando, além das questões ambientais estritas, as interferências sociais, políticas e econômicas que envolvem este recurso natural. Para tanto foi realizado um estudo em duas nascentes do município de Garanhuns-PE, contribuintes do Riacho Seco, Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba do Meio, com o intuito de analisar como essas nascentes estão sendo manejadas e propor intervenções que corroborem com a conservação das mesmas.
Palavras-chave: nascentes, conservação, Rio Paraíba do Meio

INTRODUÇÃO

O Rio Paraíba do Meio possui suas nascentes localizadas na região semiárida Pernambucana, cruza a divisa PE-AL até desaguar na lagoa Manguaba, que tem conexão com o oceano Atlântico por meio do Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (PAIVA et al., 2011). O lado pernambucano da Bacia do Paraíba do Meio encontra-se inserido no Grupo de Bacias de Pequenos Rios Interiores I (GI 1 - PERNAMBUCO, 1998). O município de Garanhuns, situado no Agreste Pernambucano e incrustado no Planalto da Borborema possui parte de seu território inserido na Bacia do Rio Paraíba do Meio/GI, mais especificamente no seu afluente Riacho Seco. As nascentes de Garanhuns são fundamentais para segurança hídrica de uma expressiva população rural, tanto para consumo humano quanto para produção agropecuária. Algumas destas nascentes estão localizadas próximo à transição entre Agreste e Sertão, são intensamente utilizadas e geralmente de forma não adequada, o que gera impactos negativos à conservação destes importantes recursos hídricos. Assim, os objetivos deste estudo foram realizar um diagnóstico ambiental de duas nascentes localizadas no

município de Garanhuns e propor ações que corroborem com a conservação das mesmas, considerando-se os aspectos sociais e econômicos envolvidos.

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho consiste da compilação de parte das informações obtidas no diagnóstico ambiental prévio e intervenções propostas em projeto de recuperação de nascentes das Bacias dos Rios Mundaú e Paraiba do Meio, submetidas e aprovadas para execução pela ONG ECONORDESTE junto ao Edital FEHIDRO/APAC 2012, não tendo sido anteriormente publicadas. Foram avaliados os parâmetros de cobertura vegetal, controle do acesso por isolamento/cercamento da área, diversidade vegetal, ações antrópicas diretas, presença de erosões, presença de espécies invasoras, uso e ocupação do solo da Área de Preservação Permanente (APP) e entorno, uso e ocupação do solo da bacia de captação/reabastecimento do lençol freático e conflitos de uso. A partir do diagnóstico foram formuladas propostas para nortear atividades de restauração e conservação das nascentes estudadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apesar da precipitação superior à maioria dos municípios circunvizinhos, Garanhuns localiza-se na região do Semiárido Nordestino, caracterizado por apresentar períodos críticos de prolongadas estiagens, resultado de baixa pluviosidade e alta evapotranspiração (TAVARES, 2010). Agravando este quadro existe a suspeita de que ano a ano as vazões do Rio Paraíba vêm diminuindo (PEDROSA e SOUZA 2009). Diante desta característica climática, a acumulação de água em açudes é considerada inadequada, além da evidente perda de potabilidade, sendo muito mais racional conservar a água no subsolo e utilizar os afloramentos (nascentes), quando presentes. No entanto, existe o hábito de se fazerem "limpezas", barreiros e barragens nas nascentes na região de Garanhuns, como forma a tentar armazenar este valioso recurso hídrico, desconsiderando as características locais de solo e insolação. Esta prática está associada à condição de acúmulo de água pluvial em açudes, típica do sertão e que em nada se assemelha à realidade das nascentes, promovendo intervenções desnecessárias, ineficientes e prejudiciais a estas. Nas duas

propriedades estudadas existe e persiste esta forma de atuar junto às nascentes, como será descrito posteriormente.

Em ambas bacias hidrográficas em que Garanhuns se insere (Mundaú e Paraíba do Meio) existem conflitos de ordem quantitativa, com demandas potenciais ultrapassando a 100% da disponibilidade hídrica (TAVARES, 2010). Portanto, projetos de conservação de nascentes nesta microrregião devem, além de prever os aspectos ambientais estritos, considerar a necessidade das populações usuárias, sobretudo os pequenos agricultores que tem suas subsistências dependentes destas nascentes. Mas como relata Pinto e colaboradores (2004), a quantidade e a qualidade de água das nascentes podem ser desreguladas por fatores como o uso da terra, manejo incorreto das áreas de recarga, declividade, dentre outros.

Diagnóstico Ambiental

Nascente 01

Está localizada na zona rural de Garanhuns, no distrito de Miracica, dentro do denominado Sítio Cruz, próxima à divisa municipal com Paranatama (PE), inserida em um

talvegue aparentemente bem preservado e com presença de mata ciliar em estágio inicial de regeneração em boa parte do entorno das minações e na encosta que margeia o talvegue. Caracteriza-se por uma ampla área de minação difusa, com aproximadamente 01 ha (8º 55’ 25,8”/36º 35’70”), além do relato da existência pretérita de nascentes tipo olho d’água, hoje substituídos por intervenções humanas (barragem e poços amazonas). Destas obras existe captação de água para um conjunto de cisternas de alvenaria responsável pelo abastecimento de 262 famílias (mais de 1.300 pessoas) de diferentes localidades, informações estas obtidas junto à duas associações locais (Associação de Desenvolvimento Rural dos Agricultores do Sítio Cruz – ADRASC e Associação Rural Comunitária Nova Vida - ACONV), além da confirmação por técnico da Secretaria Municipal de Agricultura da Prefeitura Municipal de Garanhuns (PMG). Além das populações em si, por gravidade também são abastecidos uma igreja, um posto de saúde e uma escola municipal. Assim, sua restauração e posterior conservação são de fundamental importância para a segurança hídrica desta população, independente de questões ambientais estritas. Ressalta-se que, no entanto, a água

fornecida não é submetida a qualquer sistema de tratamento, quer seja decantação quer seja cloração.

Sobre APP da nascente, próximo aos pontos de minação a mata em regeneração da cabeceira do talvegue possui pouca diversidade, com quase exclusividade de muricis (*Byrsonima* sp) e Sucupiras (*Bowdichia virgilioides*), alguns espécimes atingindo entre 6 e 10 metros de altura, havendo também a presença de mangueiras (*Mangifera indica*) e jaqueiras (*Artocarpus integrifolia*). Na borda da encosta e nas laterais que margeiam o talvegue há a presença de esparços cajueiros (*Anacardium* sp), canzenzes (*Pithecolobium polycephalum*) e licuris (*Syagrus coronata*). Apesar da presença do invasor capim brachiária (*Brachiaria* sp.) em praticamente todas as áreas abertas e dentro da mata em regeneração algumas arbóreas pioneiras nativas estão se desenvolvendo. Em toda a APP o cercamento é precário, com três arames frouxos e trechos sem qualquer cercamento, o que permite ingresso de animais para pastoreio.

Existe a preocupante presença de três voçorocas na área de entorno da nascente, dentro da APP, duas delas afetando diretamente a área das minações e uma afetando açude localizado abaixo das minações, dentro da APP. Estas

voçorocas resultam do escoamento superficial de águas pluviais não infiltradas em área de pastagem mal manejada acima do talvegue da nascente. Apesar de existente, a pequena margem de proteção da mata da encosta (em alguns pontos inferior à 3 metros), é fortemente afetada pelo pastoreio e pelo escoamento superficial das águas de chuva. Nesta mata nota-se a supressão de vegetação por sulcos e voçorocas, perda de solo com afloramento rochoso, eliminação da serapilheira e soterramento de plântulas. Dentro do talvegue, no local de deposição dos sedimentos, a área de minação (difusa e tipo "olho d'água") está sendo, gradativamente, soterrada. Estes efeitos deletérios citados são, obviamente, determinantes da perda da integridade da APP sendo, portanto, merecedores de intervenção imediata para garantia da quantidade e qualidade da água da nascente.

Nascente 02

Está localizada na zona rural de Garanhuns, distrito de Miracica, Sítio Oiteiro, próximo à divisa municipal com Paranatama (PE) e dentro do assentamento estadual denominado de Baixa do Cosme (8º 55' 25,8"/36º 35'27,7").

Esta nascente insere-se em talvegue fortemente impactado e com pretérito assoreamento. Apesar de impactada, persiste minação difusa que origina área de solo encharcado, sujeita ao constante pastoreio de bovinos. Existe a presença esparsa, quase sempre unitária de arbóreas nativas como Licuri, Laranjinha (*Zanthoxylum* sp), Piranha (*Guapira* sp), Jurema preta (*Mimosa hostilis*), Sucupira, Ipê Amarelo (*Tabebuia chrysotricha*), Senhora-Avó (*Vitex polygama*) e Canzenze, além de fruteiras como Cajueiros, jaqueiras e mangueiras.

Segundo informações dos proprietários, os pontos de minação, tipo olho d´água, foram submetidos, décadas atrás, a "limpeza", resultando em três barreiros, de profundidade superior a 1,5m. A área também é utilizada para lavagem de roupas de população rural que também se abastece destas águas, sem passar por qualquer sistema de tratamento, por meio de transporte em tonéis carregados em carros de boi para um total aproximado de 100 famílias (≅500 pessoas). Estas informações de população abastecida foram obtidas junto às mesmas fontes descritas para a nascente 01.

Orientações e Recomendações

A recuperação e estabilização de uma nascente degradada, embora possa parecer simples, requer uma gama de conhecimentos técnicos que envolvem diferentes áreas do conhecimento, tais como hidrologia, conservação do solo, reflorestamento, educação ambiental (EA), entre outras. A intervenção pode ser bastante simplificada, como pela simples retirada do fator agressor com um isolamento de área com cerca, permitindo a recomposição natural (GANDOLFI e RODRIGUES, 2007). Diferentemente, quando a perturbação antrópica na área foi de vulto, a recomposição natural não é possível, ao menos em curto e médio prazos, necessitando de intervenções mais intensas, que corroborem com a recomposição natural ou mesmo por meio de intervenções físicas como o desassoreamento e controle vegetacional (reflorestamento, enriquecimento florestal, controle de exóticas e invasoras). Assim, não existe uma técnica única que seja viável a qualquer situação, mas o controle do acesso é um requisito universal para a conservação. Portanto, antecedendo qualquer atividade direta de restauração nas propriedades aqui estudadas, será necessário o isolamento (cercamento) de todas

as áreas de APP, prevenindo-se, sobretudo, o ingresso de animais para pastoreio. Mas a experiência da equipe deste estudo, somadas às informações obtidas da população e dos extensionistas, reforça que é praticamente impossível conseguir atuar na restauração e conservação de nascentes em Garanhuns, sem serem atendidas as necessidades prementes de abastecimento humano, dessedentação animal e oferta de alimentação fora das margens dos corpos hídricos. Desta forma, para eliminar a pressão do gado, necessita-se de opções de alimentação (pasto ou capineira irrigados) e de acesso à água para dessedentação (cochos), além do adequado abastecimento humano.

Nas duas nascentes trabalhadas, uma zona de amortecimento (ZA) da mata ciliar é viável e deve ser implantada. Muitas vezes a recuperação das nascentes é erroneamente focada apenas na APP, esquecendo-se de que o entorno, quando mal manejado, pode determinar fracasso na recuperação ou perda da área recuperada. Na propriedade 01, em decorrência da declividade e do manejo inadequado da bacia de captação esta ZA é realmente importante, sendo necessário também proceder intervenção por mecanização agrícola a montante da nascente, além da área de APP, sob a

forma de terraços e canais para infiltração da água da chuva, forçando a mesma a infiltrar no solo, minimizando o escoamento superficial e, conseqüentemente, controlando as voçorocas já existentes e em expansão. Sem adequadas medidas geotécnicas para o controle de erosão pluvial laminar e em sulcos, não será possível considerar viável a recuperação da nascente propriamente dita, contra a perda da recarga e contra a sedimentação (assoreamento). Fazendo-se uma analogia, é como promover medidas proteger as "torneiras", esquecendo-se da necessidade de proteger o restante da rede para haver disponibilidade de água.

Para as duas propriedades orienta-se o controle mecânico das espécies invasoras ou indesejáveis na APP, tais como mangueiras, capins diversos, jaqueiras, entre outras e, para o reflorestamento e adensamento/enriquecimento a escolha das espécies deve ser criteriosa, com base nas características biológicas das plantas e local. Para a disposição das mudas, deverá ser considerada a característica do solo (hidromórficos, semihidromórficos e não-hidromórficos) e das plasntas (hidrófila, higrófila e mesófila – CURCIO et al., 2006), considerando-se os aspectos sucessionais.

Embora não seja parte da restauração propriamente dita das nascentes, para uma efetiva conservação é necessária a educação e conscientização ambientais dos usuários e moradores do entorno. A EA é uma das medidas fundamentais e, possivelmente, a mais importante forma de promover melhorias ambientais de forma que se população não se sentir incluída e favorável à conservação, dificilmente resultados eficientes em longo prazo são obtidos, sobressaindo-se as escolas como espaços privilegiados na implementação de atividades que propiciem esta reflexão (MATTOS; SIMÕES-MATTOS, 2009). Como usuários diretos da nascente 01 há estudantes de escola rural e suas famílias, sendo coerente e adequado proceder, nesta escola, atividades de EA ambiental focadas nas nascentes. Por fim, de forma complementar e de extrema importância, s proprietários das terras das duas nascentes apresentaram elevada preocupação com a conservação destas, mas careciam de informações e apoio. Após orientações e esclarecimentos, os proprietários desejaram converter as APPs das duas nascentes em Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPNs), conferindo garantia legal ampla, irrevogável e perpétua de conservação dos recursos hídricos.

CONCLUSÃO

1 - As nascentes estudadas apresentaram diferentes efeitos deletérios da ação antrópica.

2 - A baixa cobertura vegetal e o acesso de gado bovino nas áreas de preservação permanente são fatores impactantes recorrentes e que necessitam de alternativa viável para sua eliminação.

3 - As nascentes aqui estudadas apresentam grande potencial e necessidade de restauração e conservação, sobretudo pela total dependência de expressiva população rural, reforçando a efetivação das intervenções propostas, não apenas como forma de restauração dos atributos naturais estritos, mas também como forma de garantia da segurança hídrica da população dependente e dos consequentes efeitos sociais e econômicos atrelados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos que colaboraram com este estudo, em especial os proprietários das terras, os líderes comunitários e os membros da ECONORDESTE.

REFERÊNCIAS

1 - CURCIO, G.R.; UHLMANN, A.; SEVEGNANI, L. **A Geopedologia e sua influência sobre espécies arbóreas de florestas fluviais**. Colombo (PR). Documento 135. Embrapa Florestas, 2006.

2 - GANDOLFI, S.; RODRIGUES, R.R. **Metodologias de Restauração Florestal.** *In*: Manejo Ambiental e Restauração de Áreas Degradadas. Fundação Cargil, 2007. p. 109-139.

3 - MATTOS, M.R.F.; SIMÕES-MATTOS, L. **O I Concurso Escolar de Educação Ambiental como ferramenta de conscientização ambiental em Garanhuns, Pernambuco, Brasil**. *In*. Educação Ambiental para sociedade sustentável e saúde global. 2ª. Edição. VolI. Org. Giovanni de farias Seabra e Ivo Thadeu Lira Mendonça. João Pessoa. p. 536-540.

4 - PAIVA, A.P.O.; RODRIGUES, M.T.; JUNIOR, R.S.S.; JÚNIOR, C.R.F. **Acoplamento Unidirecional de Modelos Atmosféricos e Hidrológicos para fins de Previsão de Cheia.** *In*: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 27 de novembro a 01 de dezembro de 2011 - Local: Maceió – AL. Disponível em: <http://www.abrh.org.br/SGCv3/UserFiles/Sumarios/d8ce71c0999a0385cf67e71a3561c7ee_09ac740e158cfc1b4f319171ee670537.pdf > 18p. 2011.

5 - PEDROSA, V.A.; SOUZA, R.C. **Estacionariedade e Estudo de Vazões Mínimas do Rio Paraíba do Meio em Alagoas**. XVIII Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. 22 a 26 de novembro de 2009. Campo Grande – MS. Disponívelem:<http://www.ctec.ufal.br/professor/vap/ArtigoABRH2009Vazaominimaparaiba.pdf>. Acessado em 23/08/2012. 2009.

6 - PERNAMBUCO. **Plano Estadual de Recursos Hídricos de PE, Sinopse. Secretaria de Ciência e Tecnologia e Meio Ambiente**. Recife. 1998.

7 - PINTO, L.V.A. et al. 2004. **Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG**. Scientia Forestalis, n. 65, p. 197-206.

8 - TAVARES, B.S. **Planejamento em empreendimento de agricultura irrigada visando à otimização do retorno financeiro e uso da água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Tecnologia Rural, Recife, 2010. 124p.

SINGULARIDADES E SEMELHANÇAS DE SISTEMAS DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DE CHUVA DO CARIRI E DO SERTÃO PARAIBANO

Albertina de Farias Silva[1], Tamires de Lima Luna[2], Cidoval Morais de Sousa[4], Beatriz Susana Ovruski de Ceballos[4]

[1]Licenciada em Ciências Biológica- UEPB. Mestranda em Ensino de Ciências e Matemática – UEPB. albertinafs.89@gmail.com

[2]graduanda em Ciências Biológicas- UEPB. Colaboradora Projeto Cisternas do Sertão. tamyluna18@hotmail.com,

[3]Professor Dr. Titular–UEPB, Dr. em Geociências (UNICAMP).cidoval@gmail.com

[4]ProfessoraDra Titular-UEPB, Dr[a.] em Microbiologia ambiental (USP). bia.ceballos@gmail.com

Resumo

Objetivou-se investigar como comunidades rurais do Cariri e do Sertão paraibano usam e manejam os sistemas de captação e armazenamento de água de chuva em cisterna, avaliando-se semelhanças e diferenças entre as duas regiões. Para o estudo foram selecionadas três comunidades rurais e um assentamento no município de Malta, três comunidades rurais na cidade de São Joao do Cariri e um assentamento no município de Campina Grande. Os resultados mostraram que a principal fonte de água para beber é da cisterna, e em segundo lugar de poços. Confirmo-se que em ambas as regiões é prática comum encher a cisterna com água de carro pipa. A desinfecção da água antes de beber e mais evidente no Sertão A gestão das águas de diversas origens nas residências não é tema abordado pelos agentes de saúde que também não orientam sobre o uso e manejo higiênico das águas e aplicação das barreiras sanitária nos sistemas de captação nem nas cisternas. Conclui-se que a necessidade por água para múltiplas finalidade obriga às famílias ao uso de águas de qualidade duvidosa comprometendo a saúde e desvirtuando propósitos do P1MC.

Palavras-chave: cisternas, usos da água, semiarido

INTRODUÇÃO

Em 22 de março de 1992 a ONU (Organização das Nações Unidas) instituiu o "Dia Mundial da Água" e publicou a "Declaração Universal dos Direitos da Água"que considera a água parte do patrimônio do planeta, essencial à vida e adverte que a água deve ser manipulada com racionalidade, precaução e parcimônia considerandosua gestão na base da solidariedade e de sua distribuição desigual sobre a Terra. Segundo o Fundo das Nações Unidas para a Infância (UNICEF, 2011), menos da metade da população mundial tem acesso à água potável.

Moradores do nordeste do Brasil convivem com as secas típicas do semiárido que caracterizam o clima da região: concentração das chuvas em 3 a 5 meses, seguidos de longos períodos anuais de estiagens (7 a 8 meses) e secas periódicas interanuais que

ocorrem aproximadamente a cada dez anos. Alem da má distribuição espacial e temporal da precipitação, os altos índices de evapotranspiração e a baixa capacidade dos solos de retenção de água complementam o quadro de déficit hídrico (MARENGO, 2008).

A pesar da essencialidade da água para a vida, os programas para fornecer água potável em quantidade suficiente às populações dispersas da zona rural semiárida, em torno de 9 milhões de pessoas, não são satisfatórios. Nas localidades mais afastadas do semiárido mulheres e crianças ainda realizam longas caminhadas, de mais de 30 minutos até o manancial mais próximo, levando para casa durante outros 30 minutos duas ou três latas de água de qualidade inadequada para o consumo familiar. Embrapa Semiárido/CPATSA calcula que uma pessoa pode usar até 36 dias por ano exclusivamente em busca de água (BRITO *et al.*,2007)

A coleta de águas de chuvas em cisternas para serem usadas na estação seca é um habito antigo no semiárido nordestino para mitigar os efeitos do déficit hídrico na região (NÓBREGA et al, 2009). O Programa Um milhão de Cisternas - P1MC, iniciado em 2002 sob coordenação da Articulação do Semi Árido (ASA em parceria com o Governo Federal (Ministério de Desenvolvimento Social), através do Programa de Segurança Alimentar e Nutricional é um dos programas mais bem sucedidos de captação e armazenamento de água de chuvas. Tem como objetivo construir 1 milhão de cisternas de placas com capacidade de 16 mil litros para beneficiar cerca de 5 milhões de pessoas com água de boa qualidade para beber e cozinhar. O tempo antes gasto com a coleta deveria ser usado pelas crianças para estudar e para as mulheres realizar as atividades do lar, ajudar os filhos nos deveres s da escola e reservar tempo para seus próprios estudos e participação nas atividades das comunidades. São priorizadas famílias que residem na área rural sem acesso ao sistema público de abastecimento de água, com chefes de família mulheres com crianças ate 6 anos e adolescentes na escola, com adultos com 65 anos o mais e portadores de necessidades especiais (ASA, 2012). O programa já beneficiou cerca de dois milhões de pessoas e frente sua ampla dimensão e impactos obtidos e os esperados, o monitoramento das condições de manutenção e do manejo dos sistemas e dos benefícios sociais atingidos são valiosas informações para tomada de decisão por órgãos governamentais responsáveis pela execução e sustentabilidade do Programa nos níveis federal, estadual e municipal.

O presente estudo tem por objetivo investigar como comunidades rurais do Cariri e do Sertão paraibano usam e manejam os sistemas de captação de água chuva em cisternas do P1MC avaliando semelhanças e diferenças entre as duas regiões. A pesquisa fornece informações importantes para os gestores do P1MC na escolha de melhorias da eficiência e sustentabilidade dos sistemas.

METODOLOGIA

Foram selecionados sistemas de captação e armazenamento de água de chuva em cisternas de comunidades da mesoregião do médio Sertão paraibano (comunidades Castelo, Areia, Salúbrio e o assentamento Padre Acácio) no município Malta. Este possui área de 156 km^2 , 5.612 habitantes e IDH de 0,613. No cariri as comunidades estudadas se localizam em São João do Cariri, na mesoregião da Borborema: Curral do Meio, Sitio Pombos e Malhada da Roça e o assentamento Paus Brancos, área rural de Campina Grande. Estes locais foram pesquisadas anteriormente no contexto do projeto CISTERNAS (MCT/CT´HIDRO-UFCG, UEPB, UFPE, UFRPE, EMBRAPA/CPATSA 2007-2010). São João do Cariri possui 702 km^2 , 4438 habitantes e IDH de 0,678.

Foram utilizados um guia para observação do ambiente, das residências, das cisternas e dos sistemas e um formulário semiestruturado para entrevistas (bastante aberto), visando obter informações sobre hábitos, percepções, opiniões e saberes sobre água, cisterna e qualidade de vida. Foram realizadas visitas previas de reconhecimento dos locais e feito a georefereciamento. Posteriormente se aplicaram os questionários numa campanha de vários dias de duração .Os resultados foram comparados com dados de 22 residências distribuídas no município de São João do Cariri, Cariri paraibano pesquisadas anteriormente. A organização do trabalho teve o seguinte roteiro:1) avaliação da gestão das águas nas residências; 2) observação e registro da conservação e manejo de todo o sistema, 3) informações socioeconômicas; 4) registro de hábitos, percepções, e saberes sobre água, cisterna e qualidade de vida

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uma das estratégias mais importantes e eficientes para a convivência com o semiárido é a gestão eficiente de múltiplas águas na residência.A tabela 1 mostra as principais fontes de abastecimento usadas no Cariri e no Sertão do Estado da

Paraíba.Para a higiene pessoal (tomar banho e escovar os dentes), e a limpeza do lar as famílias de Malta priorizam a água de poço captada com bomba ate um reservatório elevado de uso comum. Esse distribui a água não tratada por gravidade ate as torneiras das casas e é usada para a limpeza do lar, dessedentação animal, lavagem de roupa, banho. A segunda principal fonte de água para o "gasto" provém de barragem ou açude, seguido da cisterna, indicando que algumas famílias desperdiçam água destinada a usos mais nobres nas atividades gerais da casa. Nas comunidades rurais do Cariri as principais fontes de água usadas para "gasto"também foram os poços(49,6%) seguido de barragem e açude (19%) e rio (15%). No assentamento Paus Brancos a água da cisterna é usada para todos os fins, inclusive beber e cozinhar(76,32%), seguido de poço (10,53%) e barragem ou açude (5,3%).

Tabela 01 - Origem da água usada pelas famílias de Malta, São João do Cariri e Paus Brancos para higiene pessoal e limpeza da residência.

Fonte	Malta	%	São João do Cariri	%	Paus Brancos	%
Poço	06	60%	26	49,06%	04	10,53%
Cisterna	01	10%	05	9,43%	29	76,32%
Chafariz	-	-	-	-	01	2,63%
Rio	-	-	08	15,09%	01	2,63%
Barragem/ Açude	02	20%	10	18,87%	02	5,26%
Outras	01	10%	04	7,55%	01	2,63%
Total	10	100%	53	100,00%	38	100,00%

A água das cisternas de PIMC é destinada ao consumo humano, para beber, higiene pessoal básica (escovar os dentes, lavar mãos e rosto) e cozinhar. A manutenção de sua boa qualidade e o uso de quantidades controladas são essenciais para obter os resultados esperados na saúde e de menor vulnerabilidade nas estiagens. A qualidade da água armazenada depende da qualidade da fonte: águas de chuva de regiões rurais sem indústrias são de excelente qualidade pela escassa poluição da atmosfera. As cisternas devem receber exclusivamente água de chuva por isso se devem manter cuidados higiênicos desde a captação da água escoada dos telhados ate seu armazenamento na cisterna e posterior retirada e transportada para o interior das casas. Sobre os aspectos quantitativos, é importante que a cisternas fique cheia com chuva média anual de 200 a 300 mm que será captada de um telhado com 40 a 60 $m^{2,}$ por tanto os aspetos estruturais do sistema devem estar íntegros: tetos sem telhas quebradas (menor área de captação),

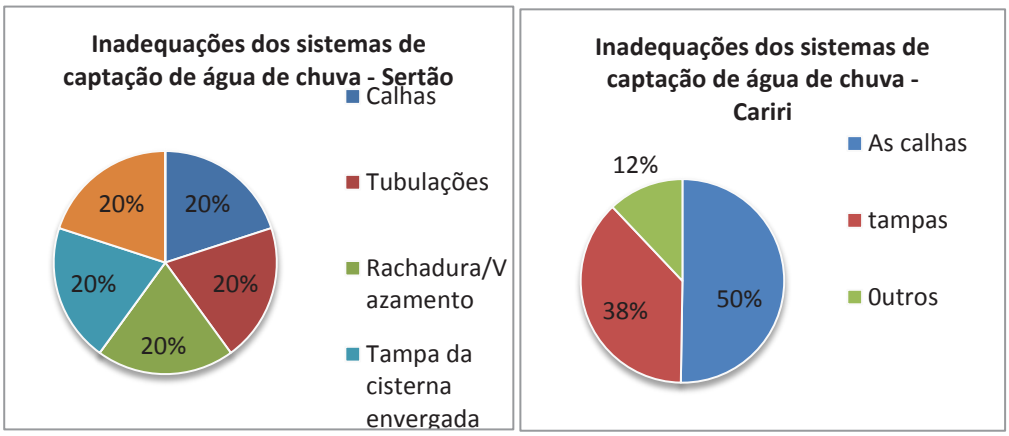
dutos em bom estado, cisternas sem rachaduras e com tampas, entre outros. Quando cheias completamente permitem o uso de 8,3 litros de água.pessoa^{-1}.dia^{-1} durante 12 meses e de 13 litros.pessoa^{-1}.dia^{-1} durante 8 meses de famílias com ate 5 membros. Para a cisterna ser uma fonte de água boa e apta para consumo humano direto devem ser aplicadas barreiras sanitárias (desvio das primeiras águas de cada evento de chuva; lavagem anual das cisterna, uso de bomba para retirar água da cisterna evitando contatos com a roupa e mãos do usuário, desinfecção da água antes de beber).Na pesquisa foram avaliadas todos esses fatores dos quais depende o êxito e a sustentabilidade do programa

Após a construção das cisternas a água dos poços, antes usada para todos os fins, teve outra finalidade. Em Malta é usada para "o gasto" ou usos menos nobres (lavar louça e roupas, higienização do lar, etc) e a água da cisterna ficou reservada para beber: 10% usam a água da cisterna exclusivamente para esse fim, 70% para beber e cozinhar e 20% para todos os usos anteriores e tomar banho. Luna et al (2012) no município de Quixabá, a poucos quilômetros de Malta, verificaram que as cisternas que deveriam receber apenas água de chuva, recebem com freqüência água de açudes e de carro pipa para preencher a falta de chuvas e a falta e água potável. Diversas famílias têm clara percepção de que a cisterna se transformou em um reservatório de água para "gasto", uma espécie de açude no quintal com águas de qualidade inferior. Para beber e cozinhar, as famílias buscam água no chafariz da Associação de Moradores, abastecida com água potável pela operação pipa do exercito. Os estudos no Cariri e no Sertão confirmam como pratica comum encher a cisterna com água de carro pipa, seja do exercito ou de particulares sem garantia das origens dessas águas. Consumir água sem tratamento pode trazer sérios problemas à saúde, mas a desinfecção pode torná-la apta, se for água de baixa turbidez (<5 uT). Em Malta 60% das famílias usam hipoclorito de sódio, 10% declararam filtrar a água e 20% não fazem nenhum tratamento. Em São João do Cariri, desinfetam por cloração 10% e não tratavam 52% (MIRANDA et al 2010). A desinfecção com hipoclorito de sódio pode ser ineficiente porque não se sabe dosar corretamente o desinfetante. Os que não realizam a desinfecção com hipoclorito nas duas regiões argumentam aparecimento de sabor e odor desagradáveis após de sua adição. Essa observação sugere super-dosagens. Estudos mostram outras semelhanças com a região do Cariri como a falta de hipoclorito alguns meses por falhas na distribuição pelos agentes comunitários de saúde do SUS e ausência de explicações claras de como usar. Souto (2009), em São João do Cariri verificou que vários Agentes

de Vigilância Sanitária tinham conhecimento formal sobre a desinfecção mas não havia transferência clara do procedimento o que explica a indecisão dos usuários sobre o uso correto.

A metade das famílias de Malta confirmou que a água armazenada na cisterna durante as chuvas é suficiente para satisfazer o uso familiar durante todo o ano. Já no cariri somente 18,6% das famílias fizeram essa afirmação. Uma das explicações é o uso incorreto da água (vários fins) por terem a garantia do reabastecimento pelo carro pipa. Outra causa são as inadequações do sistema de captação e armazenamento: calhas mal colocadas, tetos quebrado rachaduras nas cisternas, entre outras. No sertão, a conservação dos telhados é boa, todavia calhas e ductos requerem melhor limpeza e adequado posicionamento para evitar desperdício de água na captação. Nas cisternas emas principais deficiências são rachaduras e infiltrações. No Cariri ocorre melhor conservação (86% das residências), como mostra a figura 02.

Figura 02 - Principais deficiências no sistema de captação das regiões do Cariri e Sertão.



As reuniões previas à construção das cisternas são obrigatória para os beneficiário do P1MC, e é denominada Curso de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (GRH.) As principais barreiras sanitárias abordadas no GRH são o desvio das primeiras águas de chuva e a utilização da bomba manual. No entanto 67% das famílias caririzeiras adotam o balde para retirar água (SILVA et al, 2012) e 80% no Sertão. As justificativas são a fragilidade da bomba que se danificam após de pouco tempo de uso, e o peso para serem bombeadas várias vezes para encher um recipiente. Todas as famílias afirmaram que o balde é usado somente para retirar a água. O desvio das primeiras águas de chuva que arrasta as sujeiras do telhado é pouco praticado e nenhum dos sistemas possui desvio automáticos dessas primeiras águas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O P1MC tem como meta fornecer água de qualidade e em quantidade suficiente para o consumo humano, na busca de melhorias na saúde das famílias. Porém nas comunidades com maior dificuldade de acesso a outras fontes de água como açudes e poços, a água de chuva armazenada em cisternas passa a ser utilizada para todos os fins. A necessidade por água para os usos gerais (água para o "gasto") obriga as pessoas a recorrerem a fontes de qualidade duvidosa. Quando a água de chuva acaba devido ao uso descuidado se recorre ao carro pipa para abastecer a cisterna, solução que gera dependência política. Inadequações como rachaduras e calhas mal posicionadas são fatores que contribuem bastante para a perda de água captada da chuva.

O uso não higiênico das cisternas por falta do manejo adequado da água como a utilização de baldes para retirada da água e inadequações nas tampas das cisternas, uso de fontes de água sem qualidade e a falta de tratamento dessas águas antes do consumo humano são fatores que colocam a saúde das famílias em risco e dificultam visualizar possíveis melhoras na saúde dos usuários de cisternas. Nesse contexto, e vistas as particularidades e semelhanças dos sistemas de captação e manejo de água de chuva, torna-se importante a vigilância sistemática do manejo e conservação dos sistemas e da qualidade da água armazenada para introduzir melhorias que darão maior sustentabilidade ao programa ao garantir água de boa qualidade em quantidade suficiente

REFERENCIAS BIBLIOGRAFICA

ASA – Articulação do semiárido Brasileiro. Disponível em: <http:/www.asabrasil.org.br> Acesso em : 14 mar 2012

BRITO,L.T.de L.; MOURA, M. S. B. de.; GAMA, G. F. B.**Potencialidades da água de chuva no semi-árido.** Petrolina-PE: EMBRAPA Semi-Árido, 2007

LUNA, T. L, SILVA, A. F. CEBALLOS, B. S. O. de; SOUSA, C. M. **Desafios do P1MC no sertão paraibano: gestão e qualidade da água.** Anais do 8º Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva. Campina Grande, 2012.

MARENGO, J. A**. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. Parcerias Estratégicas, Brasília-DF, n.27_ dez. 2008**

MIRANDA, P C. de; XAVIER, R. P. SILVA, A. F.; CEBALLOS, B. S.O. de Avaliação da qualidade da água de chuva armazenada em cisternas e no ponto de consumo em

comunidades rurais do semi-árido paraibano. X Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Fortaleza-CE, 2010 Anais... Fortaleza: ABRH,2010.

NOBREGA, R.L.B.; SOUTO, R.Q.; GALVAO, C. O.; **CEBALLOS, B. S. O.** ; PALMIER, L.R. . Aspectos de saneamento e saúde pública do aproveitamento da água de chuva em zonas rurais. In: VII Simpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva, 2009, Caruaru. Anais....CD

SILVA, F. A.; ARAÚJO, I. M. F; LUNA, T. L; CEBALLOS, B. S. O.; **Manejo e conservação de sistemas de captação e armazenamento de água de chuva no sertão e no cariri paraibano**. Anais do 8ºSimpósio Brasileiro de Captação e Manejo de Água de Chuva. Campina Grande, 2012.

SOUTO, R. Q. **Agentes comunitários de saúde e agentes da vigilância ambiental em saúde como multiplicadores do manejo sustentável da qualidade de água de chuva armazenada em cisternas**. 2009. Monografia (Trabalho de Conclusão de Curso) - Centro de Ciências da Saúde, Universidade Estadual da Paraíba.

UNICEF (Fundo das Nações Unidas para a Infância), 2011. Situação mundial da infância 2011. Disponível em: http://www.unicef.org/brazil/pt/br_cadernoBR_SOWCR11%283%29.pdf. Acesso em 7 de Fevereiro de 2013

QUALIDADE DA ÁGUA EM ASSENTAMENTO RURAL, RIO DAS OSTRAS, RJ

Alessandra do Espírito Santo, Bióloga, Prefeitura Municipal de Rio das Ostras[1], sandraespirito@gmail.com
Alexandre Beleza Romão, Assessor Técnico, Prefeitura Municipal de Rio das Ostras[1]. alexandrebelezaromao@gmail.com
Mario Jorge Rodrigues de Paiva, Fiscal Sanitário, Prefeitura Municipal de Rio das Ostras[1]. mariojrp232@yahoo.com.br
Maycon Prata Pereira da Silva, Guarda Sanitário, Prefeitura Municipal de Rio das Ostras[1]. mayconrovigambiental@yahoo.com.br
[1] Rua Maria Anatália da Rocha, nº36, Cidade Beira Mar, Rio das Ostras, RJ, CEP. 28.890-000.

RESUMO

A água é um recurso natural importante para a sobrevivência das espécies e para o desenvolvimento de diversas atividades realizadas pelo homem. Neste trabalho são comparados os resultados de análises microbiológicas referentes à vigilância da água para consumo humano, durante os anos de 2011 e 2012, em amostras provenientes de uma solução alternativa coletiva (Poço do Sr. Gilson) no Assentamento Arlindo Martins, município de Rio das Ostras, estado do Rio de Janeiro. A água fornecida pela solução alternativa coletiva do Assentamento nos anos de 2011, no geral, atende aos padrões de potabilidade microbiológica, mas no ano de 2012 todas as amostras estavam insatisfatórias pela presença de coliformes totais, não atendendo aos padrões de potabilidade microbiológica estabelecidos pela legislação em vigor no Brasil. Em maio de 2011, ocorreu um surto com 11 casos notificados de diarreia na localidade e frascos com hipoclorito de sódio a 10% foram distribuídos para aplicação somente na água a ser ingerida. A utilização do hipoclorito de sódio minimiza, em parte, os riscos à saúde, mas os moradores não devem ficar encarregados dessa tarefa, visto que tal incumbência seria de um Responsável Técnico ou do Poder Público.

***Palavras-chave**: água subterrânea, consumo humano, vigilância.*

I – INTRODUÇÃO:

A água é um recurso natural importante para a sobrevivência das espécies animais e vegetais, nos diversos ecossistemas do planeta, e para o desenvolvimento de atividades industriais, domésticas e econômicas realizadas pelo homem (ESPÍRITO SANTO, 2008).

Atualmente, a água está se tornando um bem escasso cuja qualidade se deteriora cada vez mais (FREITAS, BRILHANTE & ALMEIDA, 2001). Isto se deve à contaminação por dejetos animais e humanos, que podem conter uma grande variedade de microrganismos (D'AGUILA *et al.,* 2000), representando um dos principais riscos à saúde pública pela associação estreita entre a qualidade da água e as inúmeras doenças (cólera, diarreias, etc) que acometem as populações não atendidas pelos serviços de saneamento (LIBÂNIO, CHERNICHARO & NASCIMENTO, 2005), em especial àquelas situadas nas áreas periurbanas, não lembradas pelas ações de políticas públicas de saneamento e saúde (RAZZOLINI & GÜNTHER, 2008).

A população brasileira que não dispõe de água potável fornecida pelos sistemas de abastecimento fica limitada à captação da água subterrânea para atender às necessidades básicas. Nascentes e poços são utilizados no meio rural como principais fontes de abastecimento de água, mas são susceptíveis à contaminação (AMARAL, *et al.*, 2003) devido à precariedade destas fontes se comparadas às dos centros urbanos (BOMBARDELLI & FAZOLO, 2005).

Fatores como o destino final dos esgotos doméstico e industrial e disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos, entre outros, podem contaminar as águas subterrâneas por bactérias e vírus patogênicos, parasitas e também por substâncias orgânicas e inorgânicas (ASSIS DA SILVA & ARAÚJO, 2003).

O aumento na incidência de enfermidades associadas ao acesso precário à água, em geral, afeta crianças menores de cinco anos, idosos, desnutridos e imunodeficientes, todos pertencentes à parcela mais suscetível da população (RAZZOLINI & GÜNTHER, 2008). Dentre essas doenças de veiculação hídrica, a morbidade por diarreia é um indicador valioso para a saúde pública, pois, entre outros fatores, está associada a uma resposta a alterações nas condições de saneamento (QUEIROZ, 2006).

O abastecimento adequado de água, por sua vez, fornece melhoria das condições de vida e também resulta em benefícios como o controle e a prevenção de doenças, o aumento da expectativa de vida, entre outros (RAZZOLINI & GÜNTHER, 2008).

No Brasil, a água destinada ao consumo humano deve atender aos padrões de potabilidade microbiológicos (ausência de coliformes totais e *Escherichia coli*), organolépticos e químicos estabelecidos pela Portaria do Ministério da Saúde Nº 2914 de 12 de dezembro de 2011 (BRASIL, 2011).

Neste trabalho buscou-se avaliar os resultados microbiológicos das amostras de água para consumo humano do Assentamento Arlindo Martins, localizado no município de Rio das Ostras, Rio de Janeiro, provenientes de uma solução alternativa coletiva (Poço do Sr. Gilson), nos anos de 2011 e 2012, e compará-los para verificar se os mesmos atendem aos padrões de potabilidade microbiológicos vigentes na Portaria MS Nº 2914/11 (BRASIL, 2011), bem como inferir sobre os riscos à saúde da população do local visando a melhoria das condições sanitárias após um surto de diarreia em 11 moradores do Assentamento no ano de 2011.

II – MATERIAL E MÉTODOS:

As atividades foram desenvolvidas no Assentamento Arlindo Martins, localizado na zona rural do município de Rio das Ostras, estado do Rio de Janeiro, somando 32 residências e 160 moradores.

Todas as habitações foram sequenciadas, por ordem alfabética, a partir da diretita, sendo escolhidas 6 residências, uma no início, outra no meio e a última casa de cada um dos lados da rua principal do Assentamento.

Essa comunidade situa-se às margens da Rodovia RJ 106 (Amaral Peixoto), localidade de Mar do Norte, altura do quilômetro 159, 47 metros acima do nível do mar. Geograficamente a região está localizada entre a latitude 22°26’51.0” e a longitude 41°52’41.1”.

As amostras provenientes dos anos de 2011 e 2012 foram coletadas em sacos plásticos estéreis, com capacidade de 100 mL, na saída do Poço e na saída e/ou torneira de entrada da água na residência, preservadas e transportadas ao Laboratório Central de Saúde Noel Nutels (LACENN), no Rio de Janeiro pela Equipe de Vigilância Ambiental

de Rio das Ostras, seguindo as recomendações descritas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 1998). Essas amostras foram avaliadas quanto à presença / ausência de bactérias do grupo coliforme (coliformes totais e *E. coli*) por meio de substrato cromogênico.

Foram consideradas impróprias para consumo humano as amostras de água positivas para coliformes totais e *E. coli* segundo a Portaria MS Nº 2914/2011 (BRASIL, 2011).

III – RESULTADOS E DISCUSSÃO:

Os moradores do Assentamento Arlindo Martins recebem água para consumo de um poço freático (raso), distribuída sem tratamento, por mangueiras emendadas que seguem para todas as casas. A localidade não está contemplada com condições mínimas de saneamento básico, no que tange ao acesso à água potável. SÁ *et al.* (2005) relatam que os ecossistemas aquáticos superficiais e subterrâneos podem sofrer contaminação e degradação pela progressiva e desordenada urbanização das cidades, que resulta na ocupação de áreas inadequadas para moradia, sem estrutura mínima e saneamento básico.

Os resultados microbiológicos da água para consumo humano no Poço do Sr. Gilson estão demonstrados na Tabela 1, por mês de análise, ao longo dos anos de 2011 e de 2012.

Tabela 1. Resultado das análises microbiológicas em amostras provenientes da solução alternativa coletiva nos meses e anos de 2011 e 2012, no Assentamento Arlindo Martins, Rio das Ostras.

Solução Alternativa – Poço do Gilson		
Vigilância Mês/Ano	**S**	**I**
Maio/11	11	2 ***E. c****
Junho/11	22	4 ***E. c****
Dezembro/11	9	3 **CT** + ***E. c***
Junho/12	0	3 **CT**
Agosto/12	0	2 **CT**

TOTAL	**42**	**14**

Legenda: **S**: Satisfatórias; **I**: Insatisfatórias; CT: Coliformes totais; *E. c.*: *Escherichia coli.*
Fonte de dados: LACENN/ SES-RJ.
***** Os laudos fornecidos mencionam que a técnica é o substrato definido sem referência quanto à presença de coliformes totais nas amostras.

Durante os anos de 2011 e 2012, a Equipe da Vigilância Ambiental realizou coleta nos meses de maio, junho e dezembro de 2011 e nos meses de junho e agosto de 2012 e quatorze amostras foram consideradas insatisfatórias pela presença de coliformes totais e de *Escherichia coli*. A análise dos laudos provenientes do LACENN aponta somente a presença da bactéria *E. coli*, sem alusão aos coliformes totais nas amostras (Tabela 1). De acordo com a Portaria 2914/11 (BRASIL, 2011), a água para consumo humano não deve conter a bactéria *E. coli*.

Os resultados do ano 2012 indicam somente coliformes totais, apontando que as amostras não estão em condições de serem consumidas. ASSIS DA SILVA & ARAÚJO (2003) afirmam que os coliformes totais indicam contaminação pelo solo e os coliformes fecais indicam a possibilidade de contaminação por fezes. AZEVEDO (2006) cita que microrganismos são mais comuns em poços superficiais (freáticos), assim como aqueles encontrados no Poço do Assentamento.

A água consumida no Assentamento Arlindo Martins não é submetida ao processo de desinfecção, com isso os moradores estão sujeitos a contrair diversas doenças de veiculação hídrica, incluindo as doenças diarreicas. Segundo MEYER (1994), os processos de desinfecção poderiam destruir ou inativar organismos indesejáveis ou patogênicos, capazes de produzir doenças, e que este processo não implica, necessariamente, na destruição completa de todas as formas vivas.

O surto de diarreia no Assentamento Arlindo Martins, ocorrido em maio de 2011, notificado pela Divisão de Vigilância Epidemiológica e investigado pela Equipe de Vigilância Ambiental, acometeu 6 adultos e 5 crianças, sendo 2 menores de 1 ano de idade.

Após o evento, foi realizada a entrega de hipoclorito de sódio a 10% para as famílias, acompanhado de um informativo com todas as quantidades do produto por litro de água. Foi apresentada uma garrafa plástica com capacidade de 2 litros para exemplificar o volume a ser tratado, visto que alguns moradores demonstraram dificuldade na leitura do texto.

QUEIROZ (2006), ao analisar os casos de diarreia em Vitória (ES) também constatou que as crianças entre um e quatro anos são as que mais sofrem com as doenças diarreicas. A autora acrescenta ser de extrema relevância a notificação de surtos de diarreia aguda para que se possa investigar minuciosamente a sua origem para se conhecer as possíveis causas de transmissão.

SÁ *et al.* (2005) referem que a relação epidemiológica entre a má qualidade da água e a ocorrência de surtos de doenças de veiculação hídrica têm sido pesquisada extensamente, mas, nem sempre, é possível comprovar os fatos.

De acordo com D'ÁGUILA *et al*. (2000), os acometimentos diarreicos na população, sobretudo em crianças e idosos (extremos), acontecem porque estes não possuem um sistema imunológico que funcione ativamente e tal situação leva a doença a se apresentar com maior gravidade. RAZZOLINI & GÜNTHER (2008) acrescentam que a falta de acesso sustentável à água potável e a carência de infraestrutura de saneamento colocam a população em situações de risco à saúde, resultando no aumento da incidência de doenças infecciosas agudas e na prevalência de doenças crônicas em crianças e em outros grupos com acesso limitado aos serviços de saúde.

IV – CONCLUSÕES:

1 - A água da solução alternativa apresentou coliformes totais e *E. coli*, mas o número de coletas para as próximas ações deve superar aqueles de 2012 para saber que ou quais interferentes podem alterar a qualidade da água.

2 - Pelos dados analisados, 21,43% das amostras do Assentamento Arlindo Martins, no ano de 2011, não atendem aos padrões de potabilidade estabelecidos pela Portaria Nº 2914/11 pela presença da bactéria *E. coli*.

3 – No ano de 2012, todas as análises apontaram para a contaminação da água consumida (100%).

4 – Promover ações contínuas de educação sanitária, ambiental e em saúde para a população visando à difusão das informações sobre a importância do consumo de água de qualidade e também sobre a prevenção de doenças a ela associadas.

5 - Acompanhar e orientar a desinfecção dos reservatórios bem como a cloração da água que população irá consumir no Assentamento.

6 - Não foi possível estabelecer uma relação dos casos de diarreia ocorridos no ano de 2011 com a qualidade da água consumida.

7 - A utilização do hipoclorito de sódio a 10% minimiza, em parte, os riscos à saúde, mas os moradores não devem ficar encarregados dessa tarefa, visto que tal incumbência seria de um Responsável Técnico ou do Poder Público.

V – REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS:

AMARAL, L. A.; FILHO, A. N.; JÚNIOR, O. D. R.; FERREIRA, F. L. A. & BARROS, L. S. S. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Rev Saúde Públ.**, São Paulo, v. 37, n.4, p. 510-514, 2003.

APHA. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 20 ed. Washington DC: APHA-AWWA-WEF, 1998, 1220p.

ASSIS DA SILVA, R. C. & ARAÚJO, T. M. Qualidade da água do manancial subterrâneo em áreas urbanas de Feira de Santana (BA). **Ciênc. saúde Colet.**, Rio de Janeiro, v. 8, n. 4, p. 1019-1028. 2003.

AZEVEDO, R. P. Uso de água subterrânea em sistema de abastecimento público de comunidades na várzea da Amazônia central. **Acta Amaz.,** Manaus, v. 36, n. 3, p. 313-320. 2006.

BARCELLOS, C.; COUTINHO, K.; PINA, M. F.; MAGALHÃES, M. M. A. F.; PAOLA, J. C. M. D. & SANTOS, S. M. Inter-relacionamento de dados ambientais e de saúde: análise de risco à saúde aplicada ao abastecimento de água no Rio de Janeiro utilizando Sistemas de Informações Geográficas. **Cad. Saúde Pública,** Rio de Janeiro, v. 14, n. 3, p. 597-605. 1998.

BOMBARDELLI, E.; FAZOLO, A. Solução alternativa de abastecimento de água para consumo humano: estudo de caso em uma comunidade rural. In: Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. **Saneamento ambiental Brasileiro: Utopia ou realidade?** Rio de Janeiro, ABES, 2005, p. 1-4, ilus., tab.

BRASIL. MINISTÉRIO DA SAÚDE. Portaria Nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **D. O. U.**; 14 de dez. 2011.

d' AGUILA, P. C; ROQUE, O. C. C.; MIRANDA, C. A. S & FERREIRA, A. P. Avaliação da qualidade de água para abastecimento público do Município de Nova Iguaçu. **Cad. de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v.16, n. 3, p. 791-798. 2000.

ESPÍRITO SANTO, A. **Qualidade da água para consumo distribuída no município de Rio das Ostras**. 2008. 27f. Trabalho de Conclusão de Curso (Especialização) – FEUDUC, CEPEA, Duque de Caxias, 2008.

FRANCA, R. M.; FRISCHKORN, H.; SANTOS, M. R. P.; MENDONÇA, L. A. R. & BESERRA, M. C. Contaminação de poços tubulares em Juazeiro do Norte – CE. **Eng. Sanit. Ambient**, Rio de Janeiro, v. 11, n. 1, p. 92-102. 2006.

FREITAS, M. B; BRILHANTE, O. M & ALMEIDA, L. M. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do Estado do Rio de Janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. **Cad. de Saúde Pública,** Rio de Janeiro, v. 17, n. 3, p. 651-660. 2001.

FREITAS, M. B & FREITAS, C. M. A vigilância da qualidade de água para consumo humano – desafios e perspectivas para o Sistema Único de Saúde. **Ciênc. saúde Colet.,** Rio de Janeiro, v. 10, n. 4, p. 993-1004. 2005.

LIBÂNIO, P. A. C; CHERNICHARO, C. A. L & NASCIMENTO, N. L. A dimensão da qualidade da água: avaliação da relação entre indicadores sociais, de disponibilidade hídrica, de saneamento e de saúde pública. **Eng. Sanit. Ambient.,** Rio de Janeiro, v. 10, n. 3, p. 219-228. 2005.

MEYER, S. T. Uso de cloro na desinfecção de águas, a formação de trihalometanos e os riscos potenciais à saúde pública. **Cad. Saúde Pública,** Rio de Janeiro, v. 10, n. 1, p. 99-110. 1994.

QUEIROZ, J. T. M. **Água de consumo humano distribuída à população e ocorrência de diarreia: um estudo ecológico no município de Vitória/ES.** 2006. 131f. Dissertação de Mestrado, Escola de Engenharia, UFMG, Belo Horizonte. 2006.

RAZZOLINI, M. T. P. & GÜNTHER, W. M. R. Impactos na Saúde das Deficiências de Acesso à Água. **Saúde soc.**, São Paulo, v. 17, n. 1, p. 21-32. 2008.

SÁ, L. L. C.; JESUS, I. M.; SANTOS, E.C.O.; VALE, E. R.; LOUREIRO, E. C. B. & SÁ, E. V. Qualidade microbiológica da água para consumo humano em duas áreas contempladas com intervenções de saneamento – Belém do Pará, Brasil. **Epidemiol. Serv. de Saúde**, Brasília, v. 14, n. 3, p. 171-180. 2005.

ÉTICA E RECURSOS HÍDRICOS: A ÁGUA EM CONTEXTOS COMUNICATIVOS

TEMA: Recursos Hídricos

ALVORI AHLERT - Pós-Doutor em Educação. Doutor em Teologia- Área Religião e Educação. Membro da Linha de Pesquisa Sustentabilidade Rural. Professor de Ética e Educação Ambiental do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural Sustentável da UNIOESTE-PR.

RESUMO

O texto apresenta um estudo/pesquisa sobre ética e recursos hídricos, problematizando a relação entre a ética e o uso sustentável da água. Propõem-se uma sinergia entre comunidades, gestores de sistemas e pesquisadores, que possibilite a criação de contextos comunicativos nos quais se partilha e socializa informações para o debate dos temas e situações que defendam um acesso democrático aos recursos hídricos e ao uso sustentável da água. Os fundamentos para este debate se encontram na obra de Lord Selborne, *A Ética do Uso da Água Doce: um levantamento*. (2001), e no paradigma da Teoria da Ação Comunicativa de Jürguen Habermas (1989). Considera-se este paradigma como um instrumento de trabalho para orientar o debate público e a formação permanente de todos os envolvidos com a questão do acesso democrático aos recursos hídricos, o que criar contextos comunicativos que possibilitem a socialização de conhecimentos necessários relativos aos recursos hídricos para potencializar o debate sobre o uso desse bem natural como um direito humano universal.

Palavras-chave: ética, água, ação comunicativa.

INTRODUÇÃO/OBJETIVOS

Nascimento, desenvolvimento, evolução e existência da vida têm na água sua condição indispensável. Praticamente em todas as ações humanas este recurso natural insubstituível está presente, e não somente como necessidade básica (saciar a sede, higienização e saneamento básico), mas também como um mecanismo de desenvolvimento em seus componentes econômicos e sociais através do acesso em massa para as populações, para as indústrias, para a irrigação na produção de alimentos, para a manutenção dos ecossistemas, para a produção de energia. Além disso, turismo e o lazer estão cada vez mais ligados ao fator água. Por isso, a água está se

transformando num bem natural de disputas radicais entre políticas públicas e interesses privados na atualidade. Consequentemente, sua proteção, justa distribuição, tratamento e uso sustentável demandam a construção do um *ethos* privilegiado nas comunidades urbanas e rurais em todo o planeta. O acesso aos recursos hídricos e o uso sustentável da água requerem princípios éticos de defesa radical da vida de todos e de tudo, do qual a vida plena e de qualidade dependem para a sua existência.

Nossa pesquisa tem por objetivo problematizar a relação entre a ética e os recursos hídricos e defender a necessidade dessa relação com base em processos de ação comunicativa que envolva as comunidades, os gestores dos sistemas de produção, abastecimento e tratamento e as sociedades científicas que desenvolvem conhecimentos para um uso sustentável desse bem natural para a vida da humanidade.

O estudo/pesquisa divide-se em duas partes. Na primeira problematiza-se a relação entre a ética e o uso sustentável da água. Para a reflexão conexa entre ética e uso sustentável da água, apoiaremos nossa pesquisa na obra de Lord Selborne, *A Ética do Uso da Água Doce: um levantamento*. (2001). Na segunda parte do texto apresentamos a Teoria da Ação Comunicativa de Jürguen Habermas (1989) como um instrumento de trabalho para iniciativas relacionadas a um debate público e a formação permanente de todos os envolvidos com a questão água, bem como à socialização de conhecimentos necessários relativos à água, capazes de potencializar o debate sobre o uso desse bem natural como um direito humano universal.

METODOLOGIA

Nosso estudo/pesquisa tem como objetivo investigar, através de uma pesquisa exploratória e bibliográfica que, segundo Gil (1999, p.65), “é desenvolvida a partir de material já elaborado, constituído principalmente de livros e artigos científicos”, a relação entre a ética e o uso sustentável da água e a construção de um *ethos* onde este tema se torne debate público com conhecimento de causa de todos os envolvidos com este símbolo comum da vida no planeta. Esse tipo de pesquisa nos permite construir novos conhecimentos e disseminar princípios éticos relacionados à água a partir das contribuições científicas já realizadas sobre o tema.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para falarmos sobre a ética em sua relação com o acesso universal aos recursos hídricos e ao uso sustentável da água, faz-se necessário partirmos de um conceito mínimo de ética. "Ética é um conjunto de princípios e valores que guiam e orientam as relações humanas. Esses princípios devem ter características universais, precisam ser válidos para todas as pessoas e para sempre." (SOUZA, 1994:13). Portanto, a ética está ligada aos princípios como dignidade, participação, cooperação, solidariedade, igualdade, bem comum, economia, prudência, que orientam, normatizam, motivam, disciplinam, o comportamento dos seres humanos face ao manejo e uso da água, que é um direito humano fundamental.

A consciência sobre a escassez de água tomou forma na segunda metade do século XX, e hoje é uma das principais preocupações da humanidade. Diversos países já se debatem com a falta de água. Por isso, o uso sustentável da água torna-se um dos maiores desafios para os seis bilhões de habitantes humanos do Planeta Terra. O consumo maior de água ocorre na produção agrícola. Estima-se que a agricultura intensiva consome mais de quinhentos litros por pessoa ao dia. Para citar um exemplo, somente no oeste da Bahia está em curso um processo de irrigação do plantio de soja. "De acordo com a Associação de Agricultores e Irrigantes da Bahia, no oeste do Estado existem 982 pivôs instalados em lavouras de café e de soja." (PIVÔS) Vale lembrar que uma área de 125 ha de café irrigada com dois sistemas de pivô central consome 260 m^3/h durante 14,5 horas. (REIS; SOARES; VICENTE; MANTOVANI). Em segundo lugar, vem o uso da água pelas indústrias e em terceiro lugar o uso doméstico da água. Outro vilão do consumo de água em alimentos é a produção de carnes. Estima-se que, "1 kg de carne de frango consome de 3.500 a 3.700 litros de água em todo ciclo de produção; 1 kg de carne de porco consome de 5.250 litros de água em todo ciclo de produção; 1 kg de carne bovina consome de 17.500 litros de água em todo ciclo de produção." (FECOMERCIO, 2010, p. 8)

Por outro lado, "Segundo o Conselho de Suprimento de Água e Serviços Sanitários, cerca de 1,4 bilhão de pessoas (25% da população mundial) ainda não têm acesso ao fornecimento regular de água, e 2,9 bilhões (50-60% da população mundial) têm falta de serviços sanitários básicos." (SELBORNE, 2001, p. 25)

Portanto, essa realidade demanda princípios éticos para o gerenciamento dos recursos hídricos e para o uso sustentável da água. E isso tem levado os debates sobre a

administração dos recursos hídricos para um confronto com a ética social. A Declaração Universal dos Direitos Humanos, das Nações Unidas, de 1948, e a proclamação da Conferência das Nações Unidas sobre a Água, de 1977. Nela os signatários assumiram que "todos os povos... têm direito ao livre acesso à água potável em quantidades e de qualidade iguais às das suas necessidades básicas". Isso significa que o uso da água necessita de princípios éticos norteadores, assim resumidos por Selborne:

> O princípio da dignidade humana, pois não há vida sem água, e àqueles a quem se nega a água nega-se a vida; o princípio da participação, pois todos os indivíduos, especialmente os pobres, precisam estar envolvidos no planejamento e na administração da água, e na promoção desse processo se reconhece o papel do gênero e da pobreza; o princípio da solidariedade, pois a água confronta os seres humanos com a interdependência, a montante e a jusante, e as propostas correntes de uma administração integrada dos recursos hidráulicos podem ser vistas como uma conseqüência direta dessa consciência; o princípio da igualdade humana, entendido como a concessão a todas as pessoas do que lhes é devido, e que descreve perfeitamente os desafios atuais da administração das bacias fluviais; o princípio do bem comum, pois, segundo a definição aceita por quase todos, a água é um bem comum, e se não for administrada adequadamente a dignidade e o potencial humanos ficam reduzidos para todos, e são negados a alguns; o princípio da economia, que ensina o respeito pela criação e o uso prudente, e não uma reverência extremada pela natureza; com efeito, boa parte da administração hídrica diz respeito ao encontro de um equilíbrio ético entre o uso, a mudança e a preservação da nossa terra e dos recursos hidráulicos. (SELBORNE, 2001: 26s)

Estes princípios devem ser incorporados aos sistemas que manejam a água doce em nosso planeta. Mas, eles não se corporificam se estes sistemas não fomentarem uma intensa participação de todos os concernidos. O princípio da participação torna-se um pilar estruturante para os demais princípios. Por isso uma pergunta se coloca na mesa dos debates: Que paradigma pode garantir esta participação de todos os concernidos?

Acreditamos encontrar respostas na Teoria da Ação Comunicativa de Jürgen Habermas. O paradigma habermasiano sobre a Teoria da Ação Comunicativa e da Ética do Discurso, como apresentados na obra, *Consciência moral e agir comunicativo* (1989), pode referenciar a ação ética para os sujeitos implicados com a questão da água no século XXI.

No contexto da crise da Modernidade, Habermas afirma que ocorreu um "desengate" entre o mundo da vida e o sistema, pois a dissociação fez com que os seres humanos fossem submetidos às leis do mercado capitalista e à burocracia do Estado. Estas se constituíram como forças gigantescas, criando a sensação de dependência total e exaurindo qualquer força de resistência por parte da sociedade. A sociedade tornou-se apática, o que permitiu à minoria rica e seus burocratas ditarem as regras do jogo societário sobre a maioria. A racionalização, razão instrumentalizada, invadiu o mundo da vida. Foi uma nova forma de colonização. O sistema passou a impor seu jogo dominador através da economia e da política. (FREITAG, 1993) A razão comunicativa foi eliminada do processo, suprimindo a reserva de valores que permitiriam o questionamento e a discussão de princípios fundamentais como a verdade, a moralidade e a expressividade necessárias para a concepção de fins segundo o interesse da maioria. "A crítica centra-se no modelo de dominação da sociedade avançada que submete a individualidade à totalidade social, restringindo o agir a tal ponto que não resta outra saída senão aderir a essa sociedade." (PIZZI, 1994, p. 27)

Com isso, os grandes temas pertinentes às pessoas no mundo da vida deixaram de ser debatidos e analisados criticamente. Não há dúvidas de que essa modernidade, que retirou a racionalidade do mundo da vida, é hoje umas das grandes ameaças para o acesso universal aos recursos hídricos. O paradigma da modernidade tirou das comunidades a capacidade de se indignar, de se organizar coletivamente diante das injustiças; destruiu a capacidade argumentativa diante dos problemas que atingem a coletividade, impedindo uma reação organizada para a defesa dos interesses da comunidade. No caso da água, um belíssimo Conto, intitulado *A assembléia frustrada*[1],

[1] "A ASSEMBLÉIA FRUSTRADA. Numa região muito seca havia um único pequeno lago. Todos os animais vinham ali saciar a sua sede. A água, apesar de escassa, dava para todos. Também o pato vinha nadar no lago e saciar a sua sede. Certo dia, assustados, os animais constataram que o lago diminuía a olhos vistos, o que nunca antes acontecera. Houve então um grande alvoroço e todos começaram a acusar a todos, cada um empurrando a culpa para o outro. A grande maioria, no entanto, desconfiava do leão. Diziam alguns que ele cavara um canal subterrâneo e desviava a água para a sua residência. Como o problema dizia respeito a todos, já que a vida de todos dependia daquela água, o pato convidou os outros animais para uma assembléia geral. No decorrer da assembléia houve muita discussão e muita acusação sem fundamento. Mas houve também alguns depoimentos de valor e todos estes faziam aumentar a suspeita contra o leão. O pato então sugeriu uma sindicância na casa do leão, para tirar a questão a limpo. Interessava-lhe unicamente a causa de todos os animais, já que todos eles passariam sede, caso o problema não fosse solucionado. Pediu também que ninguém mais acusasse o leão, antes que a sua culpa fosse comprovada. A coruja, às pressas, retirou-se para um galho bem alto e começou a filosofar sobre a justiça e a injustiça do mundo, sem, contudo dispor-se a entrar em ação. O cão, não compreendendo bem

de Silvio Meincke, narra a incapacidade de uma comunidade enfrentar a privatização da água, o que coloca o futuro dessa comunidade numa "insegurança hídrica".

Diante disso, Habermas propõe um novo paradigma, no qual a racionalidade comunicativa se efetiva por meio de uma ação comunicativa elaborando estruturas capazes de dar um sentido comum aos sujeitos comunicativos através do inter-relacionamento entre o mundo da vida e a sociedade.

> Por "ação comunicativa" entende Habermas a ação social na qual os planos de ação dos diferentes agentes se encontram coordenados por meio de "ações de fala", na qual os falantes pretendem "intelegibilidade" para o que dizem, "verdade" para o conteúdo do que dizem ou para as pressuposições de existência do que dizem quando da 'ação de fala' de coerção; "retidão" para as suas ações de fala no ralação com o contexto normativo vigente, para esse contexto normativo, e "veracidade" para seus atos de fala como expressão do que pensam. (REDONDO, 1991, p. 9-10)

Esses pressupostos fundamentam outro elemento na estrutura da teoria de Habermas: a Ética do Discurso. A Ética do Discurso levanta a discussão sobre "o que fazer". (HABERMAS, 1989) Com a Ética do Discurso, concretizada num contexto comunicativo, caracterizado pela argumentação, que envolva as comunidades, os gestores e os especialistas envolvidos com o manejo, consumo, e proteção da água a

---

a causa que o pato defendia, pensou tratar-se de questão pessoal contra o leão. Ladrou alto e protestou, defendendo o suspeito, porque este certa vez lhe deixara uma sobra de carne. O gato também se negou a acompanhar a sindicância, porque o leão a cada manhã lhe acariciava o pelo. O burro desferiu violento coice, ameaçando ora um, ora outro, sem perguntar quem estava e quem não estava com a razão. O coelho, muito assustado, refugiou-se na sua toca, sem disposição de correr riscos. O macaco fez uma careta e foi contar as novidades no bar da esquina, armando uma monstra fofoca. O louva-deus pulou até a próxima igreja e, com ar de superioridade, desligou-se do assunto, para preocupar-se com as coisas celestiais. O leão aproveitou para elogiar-lhe a religiosidade e lamentou não fossem todos como ele. A raposa, dona de um armazém, ficou neutra, porque o leão contava entre os seus maiores fregueses. A neutralidade, foi dizer-lhe o leão, é a maior das virtudes. Vários fregueses, de poucos ideais, o aplaudiram, assim como haviam aplaudido o pato anteriormente. O boi bocejou ostensivamente, alegando sono. O gavião, bom de vôo, abandonou a causa e todos, em busca de outro lago, longe dali. O peixe, ausente da assembléia, continuou a nadar alegremente, sem suspeitar do perigo que o ameaçava. Alguns cães de guarda, por fim, ameaçadores, rosnaram ao pato, admoestando-o que abandonasse o caso, para o bem da ordem. Assim, praticamente sozinho, o pato desanimou, não reunindo energias para continuar a luta. Sua maior decepção foi constatar a incapacidade da maioria em diferenciar uma causa justa em defesa da coletividade de uma questão pessoal. Também o entristeceu muito a neutralidade dos muitos que temiam prejudicar seus interesses particulares com uma decisão por uma ou outra parte. Desanimado, também desistiu. Enquanto isto o lago diminuía visivelmente." (MEINCKE, 1983, p. 34-36)

partir de uma fundamentação em Habermas, possibilita um salto qualitativo para além da ética individualista kantiana. No imperativo categórico de Kant é o sujeito perguntando sobre "O que devo fazer?" Na ética discursiva comunitária esta pergunta sobre "O que fazer?", torna-se um processo de sujeitos solidários plurais fazendo emergir perguntas sobre "O que devemos fazer?", e "Que valores e normas seguir? (AHLERT, 2003)", concernentes aos compromissos com a questão do manejo e consumo da água no mundo da vida.

Isso pressupõe um processo cooperativo que reinventa a comunidade. A argumentação deve acontecer na comunidade, em sua relação com os recursos hídricos dos quais dependem sua existência e desenvolvimento e desta com a sociedade ampliada para produzir as metas, os meios e os fins em favor do comunitário no controle sobre acesso, manejo, produção, distribuição sustentável da água potável. A decisão racional sobre como intervir na sociedade e no mundo da vida onde o acesso aos recursos hídricos é condição de vida, para alcançar um estado desejado decorre da relação das metas de condução orientadas pelos valores e pela condução dos meios que se encontram disponíveis no conjunto da racionalidade dos fins.

Para Habermas, a Ética do Discurso é uma ética universal e cognitiva. Ela tem sua ação ético-comunicativa orientada para o consenso. Assim, no caso das questões éticas que envolvem o uso sustentável da água, como em qualquer outra área do conhecimento, o consenso construído na comunidade argumentativa somente terá sentido se suas proposições se inscreverem numa radical validade universal. A partir disso, o consenso passa a ser construído pela vontade comum. Isso pressupõe um processo cooperativo, um processo que reinventa a comunidade em torno de seu bem mais precioso para a vida: a água.

CONCLUSÃO

A teoria da ação comunicativa proporciona uma ética discursiva que não mais exclui as contradições, transformando-se em práxis. Dessa forma se cria comunidades argumentativas nas quais se pensa de forma coletiva a questão do manejo e do uso sustentável da água. Assim todos os concernidos podem participar da discussão pública de todas as questões que envolvem a água e o saneamento básico.

Cabe aos governos municipais, expressão do poder local, juntamente com os sistemas de gestão das águas, a tarefa de construir processos participativos para que as políticas públicas visem à construção de consensos fundamentados em argumentos sociais, científicos, tecnológicos e espirituais. Desenvolver comunidades argumentativas em torno da questão da água significa debater a água como um problema ético, discutir e disseminar informações sobre o uso sustentável da água na agricultura e segurança alimentar, na indústria, sobre o uso das águas subterrâneas, sobre a proteção da água e sobre sua importância para a saúde e o saneamento básico. Urge construirmos uma sinergia em torno desse bem mais precioso para a humanidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

AHLERT, Alvori. **A eticidade da educação:** o discurso de uma práxis solidária/universal. 2 ed. Ijuí, RS: UNIJUÍ, 2003. (Coleção - Fronteiras da educação).

FECOMÉRCIO. **O uso racional da água no comércio.** São Paulo: Federação do Comércio do Estado de São Paulo – FECOMERCIO, 2010. http://site.sabesp.com.br/uploads/file/asabesp_doctos/cartilha_fecomercio.pdf. Acesso em 27/02/2013.

FREITAG, Bárbara. Habermas e a filosofia da modernidade. **Perspectiva.** São Paulo, n.16, 1993, p. 23-45.

GIL, Antônio Carlos. **Métodos e técnicas de pesquisa social.** 5 ed. São Paulo: Atlas, 1999.

HABERMAS, J. **Consciência moral e agir comunicativo**. Rio de Janeiro: Tempo Brasileiro, 1989.

MEINCKE, Silvio. **A fonte.** São Leopoldo: Editora Sinodal, 1983.

PIVÔS de irrigação são alternativa para produtores de soja enfrentarem estiagem. http://sojabrasil.ruralbr.com.br/noticia/2013/01/pivos-de-irrigacao-sao-alternativa-para-produtores-de-soja-enfrentarem-estiagem-4025729.html. Acesso em 06/02/2013.

PIZZI, Jovino. **Ética do discurso: a racionalidade ético-comunicativa.** Porto Alegre: EDIPUCRS, 1994.

REDONDO, Manuel Joménez. Introducción. In: HABERMAS, Jürgen. **Escritos sobre moralidad y eticidad.** Barcelona: Paidós, 1991.

REIS, Cleiber G.; SOARES, Adilson R.; VICENTE, Marcelo R.; MANTOVANI, Everardo C. **Consumo de água e energia em sistemas de irrigação por pivô central equipados com emissores tipo lepa utilizados na cafeicultura**.

http://www.sbicafe.ufv.br/bitstream/handle/10820/1655/166733_Art085f.pdf?sequence=1. Acesso em 06/02/2013.

SELBORNE, Lord. **A Ética do Uso da Água Doce: um levantamento.** Brasília: UNESCO, 2001.

SOUZA, Herbert de. **Ética e cidadania.** São Paulo: Moderna, 1994.

BIORREMEDIAÇÃO DE EFLUENTE DE TILÁPIA DO NILO PELA *Spirulina platensis*

Anderson Alan da Cruz Coelho[1], Hundson Damasceno Maia[2], José William Alves da Silva[3], Renato Teixeira Moreira[4],

[1] Docente, Instituto Federal do Ceará, Campus Morada Nova, 62940-000, Julia Santiago, Morada Nova, Ceará, Brasil, anderson.coelho@ifce.edu.br

[2] Universidade Federal do Ceará, Campus Pici, 60356-000, Pici, Fortaleza, Ceará, Brasil.

[3] Instituto Federal do Ceará, Campus Limoeiro do Norte, 62930-000, Centro, Limoeiro do Norte, Ceará, Brasil.

[4]Docente, Instituto Federal do Ceará, Campus Morada Nova, 62940-000, Julia Santiago, Morada Nova, Ceará, Brasil.

RESUMO – Os potenciais impactos ambientais provenientes da aquicultura intensiva têm aumentado a preocupação da sociedade quanto à sustentabilidade da própria atividade. O presente trabalho teve como objetivo avaliar a produção de biomassa algal e taxa de remoção dos compostos nitrogenados pela microalga *Spirulina platensis* em efluente de juvenis de tilápia do Nilo (*Oreocrhomis niloticus*). O experimento foi realizado no Centro de Biotecnologia Aplicada a Aquicultura (CEBIAQUA) do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará. Para o cultivo de *Spirulina platensis*, inicialmente, o inóculo foi cultivado em meio químico alternativo e posteriormente adaptado ao efluente de tilápia do Nilo e inoculado em 12 bacias de polietileno. Após o completo desenvolvimento da *S. platensis* nas bacias, a coleta da microalga foi realizada através de filtragem da água em telas de 60 μm. Foram ainda monitorados o pH, temperatura, oxigênio dissolvido, bem como determinados os níveis de N-amônia, N-nitrato e N-nitrito durante o período experimental. Os resultados mostraram que a microalga *S. platensis* se adaptou facilmente e se desenvolveu no efluente das tilápias do Nilo.

Palavras-chave: Concentração, produtividade, nutrientes

INTRODUÇÃO

O elevado crescimento intensivo tem afetado seriamente os ecossistemas aquáticos. A maioria dessas tecnologias de cultivo adotadas atualmente não se justifica principalmente do ponto de vista ambiental. Dessa forma, para que a produção continue em crescimento, uma das alternativas é o desenvolvimento de novas tecnologias que utilizem menos espaço e produzam o mínimo de impactos ambientais (JONES et al, 2002).

Boyd (2003) relata que potenciais impactos ambientais provenientes da aquicultura intensiva têm aumentado a preocupação da sociedade quanto à sustentabilidade da própria atividade. Esta prática pode resultar na poluição dos recursos hídricos, dos quais as fazendas de aquicultura são completamente dependentes.

Esforços globais para o desenvolvimento de novas técnicas de cultivo mais sustentáveis na aquicultura têm sido buscadas devido aos potenciais impactos negativos da atividade. Uma das alternativas é a fitorremediação que utiliza vegetais aquáticos para assimilar os nutrientes produzidos pelo cultivo de animais aquáticos. Esta técnica é considerada como uma das mais ecologicamente corretas dentre todas as técnicas conhecidas em aquicultura, com o mais eficiente uso dos recursos e uma grande resiliência contra as flutuações ambientais (ARANA, 2004). As algas podem absorver grandes quantidades de nutrientes dissolvidos (orgânicos e inorgânicos), geralmente com preferência para a amônia (PORRELLO et al., 2003).

Uma das espécies componentes do fitoplâncton que pode ser utilizada como fitorremediadora de efluentes da aquicultura intensiva é *a Spirulina* (*Arthrospira*) *platensis*, uma cianofícea com um elevado teor de proteína, nutrientes essenciais e compostos antioxidantes. A *S. platensi* também necessita de nutrientes para a produção de biomassa, os que podem ser obtidos em efluentes de cultivo de tilápia do Nilo, *Oreochromis niloticus*, amplamente cultivada no estado do Ceará (COLLA et al., (2007). O presente trabalho teve como objetivo avaliar a produção de biomassa algal e taxa de remoção dos compostos nitrogenados pela microalga *Spirulina platensis* em efluente de juvenis de tilápia do Nilo (*Oreocrhomis niloticus*).

MATERIAL E MÉTODOS

A *Spirulina platensis* foi obtida no cepário do laboratório de Planctologia do CEBIAQUA do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará (UFC). Inicialmente, o inóculo foi cultivado em meio de cultura alternativo preparado com os sais NaCl (5,0 g L^{-1}) e $NaHCO_3$ (10,0 g.L^{-1}). Posteriormente, foram adicionados 1,0 g L^{-1} do fertilizante químico nitrogênio, fósforo e potássio (NPK) na proporção de 10: 10: 10 e 0,1 g L^{-1} de superfosfato triplo (SPT).

As culturas foram inoculadas em 12 frascos de 3,0 L de volume útil, contendo 1,8 L de meio de cultura e mantidas a temperatura (28 ± 1 ºC), salinidade (15 ± 1), iluminância (40 µE m^{-2} s^{-1}) e aeração proveniente de uma bomba de diafragma com fluxo de ar de 1 L h^{-1} (v v^{-1}). Posteriormente foram transferidos para tanques de fibra de 20 L, contendo 17,5 L de efluente proveniente dos cultivos de tilápias do Nilo (meio orgânico).

O efluente foi obtido de cultivos de juvenis com peso médio de 1,0 ± 0,5 g cultivadas nas densidades de 0,10, 0,15 e 0,20 juvenis L^{-1} na Estação de Piscicultura Prof. Dr. Raimundo Saraiva da Costa do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará (UFC).

A coleta da biomassa foi realizada através de filtragem da água em telas de 60 µm. Posteriormente a biomassa úmida contida na tela foi submetida à lavagem com água doce para retirada do sal e posteriormente seca em estufa a 60 ºC. A biomassa seca foi pesada para a obtenção do rendimento e da produtividade em mg seca L^{-1} e mg seca L^{-1} dia^{-1}, respectivamente.

Diariamente foram realizadas amostragens para o acompanhamento do crescimento celular em cel por mL^{-1} através de contagem microscópica e densidade óptica (DO_{680nm}) em espectrofotômetro no comprimento de onda de 680 nanômetros.

Os resultados do crescimento da *S. platensis* e da taxa de remoção dos compostos nitrogenados nos diferentes tratamentos foram submetidos às análises de variância (ANOVA) simples ($p<0,05$) e no caso de diferenças significativas, as médias dos tratamentos foram comparadas pelo teste de Tukey ($p<0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A microalga *S. platensis* foi cultivada em todos os efluentes provenientes dos tratamentos com diferentes densidades de estocagem de juvenis de tilápias que passaram a ser meio de cultivo orgânico para a mesma. Para maior praticidade de acompanhamento dos cultivos, os dados de crescimento algal obtidos em DO foram convertidos em concentração em biomassa (CB) através da equação de regressão linear obtida em um experimento preliminar, no qual foi calculado um coeficiente de determinação de 0,982, evidenciando a forte correlação positiva entre estes dois parâmetros e permitindo o seu uso na conversão: CB (g mL^{-1}) = (DO + 0,127) / 0,179.

Os dados cinéticos obtidos das culturas de *S. platensis* podem ser observados na tabela 1. Todos os parâmetros analisados são representados pela média de dois ciclos de cultivo da alga nos efluentes de cultivo dos juvenis de tilápia. O primeiro terminou no 15° dia do cultivo e o segundo no 29° dia, momentos de obtenção dos efluentes.

Tabela 1 - Parâmetros de rendimento cinético das culturas de *S. platensis*.

Tratamento (juvenis L^{-1})	Tempo de cultivo (dias)	Biomassa total (mg)	Rendimento (mg L^{-1})	Produtividade (mg L^{-1} dia $^{-1}$)	Taxa de crescimento (divisões dia^{-1})
0,10	14,5 ± 0,71[a*]	750,00 ± 310,91[a]	62,50 ± 29,52[a]	4,17 ± 1,97[a]	0,15 ± 0,02[a]
0,15	14,5 ± 0,71[a]	925,00 ± 95,74[a]	84,24 ± 8,39[a]	5,62 ± 0,56[a]	0,16 ± 0,03[a]
0,20	14,5 ± 0,71[a]	775,00 ± 250,00[a]	90,28 ± 24,51[a]	6,02 ± 1,63[a]	0,16 ± 0,02[a]

[*] Letras diferentes representam diferença estatística ($p<0,05$).

Observa-se que todos os parâmetros analisados não diferiram entre os tratamentos ($p>0,05$). Isto se evidenciou por conta das CB no dia das filtragens obtidas após a conversão dos valores de DO (FIGURA 1) que também não diferiram ($p>0,05$) entre si, somado ao fato de que houve repetições que elevaram os desvios em todos os tratamentos.

As taxas de crescimento da *S. platensis* cultivadas nos efluentes de tilápia nas densidades também não diferiram (p>0,05) ficando evidenciado que a densidade de cultivo de tilápia do Nilo não interferiu no desempenho algal no meio orgânico.

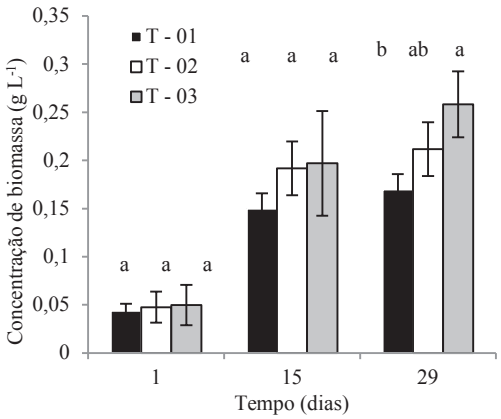


Figura 1 – Densidade algal inicial e nos dias de filtragem dos cultivos de *S. platensis* cultivos em efluentes de tilápias com densidades de 0,10, 0,15 e 0,20 juvenis L^{-1}. Cada ponto representa a média de quatro repetições ± desvio padrão.

Os valores de produtividade foram inferiores aos observados por Reichert et al. (2006) que encontraram produtividades de 160 a 690 g L^{-1} dia^{-1}. Andrade e Costa (2008) cultivando a *S. platensis* em modo autotrófico com bicarbonato de sódio, e mixotrófico com 0,25; 0,50; 0,75 e 1,00 g. L^{-1} de melaço em pó ou melaço líquido, obtiveram rendimentos variando de 71 a 1.117 mg L^{-1}, bem superiores ao deste experimento. Os dados cinéticos obtidos das culturas de *S. platensis* podem ser observados na tabela 2.

Tabela 2 - Parâmetros de rendimento cinético das culturas de *S. platensis.*

Tratamento	Tempo de cultivo (dias)	Biomassa total (mg)	Rendimento (mg L^{-1})	Produtividade (mg L^{-1} dia^{-1})
01	14,5 ± 0,71[a]	750,00 ± 310,91[a]	62,50 ± 29,52[a]	4,17 ± 1,97[a]
02	14,5 ± 0,71[a]	925,00 ± 95,74[a]	84,24 ± 8,39[a]	5,62 ± 0,56[a]
03	14,5 ± 0,71[a]	775,00 ± 250,00[a]	90,28 ± 24,51[a]	6,02 ± 1,63[a]

[*] Letras diferentes representam diferença estatística (p<0,05).

Observa-se que todos os parâmetros analisados não diferiram entre os

tratamentos (p>0,05). Isto se evidenciou por conta da densidade celular final obtida após a conversão dos valores de DO (FIGURA 3).

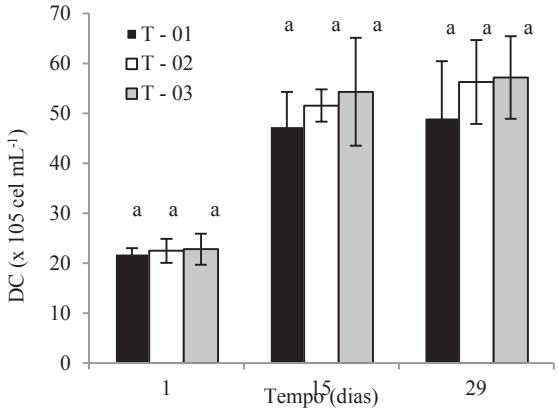


Figura 3 - Densidade celular inicial e final dos cultivos de *S. platensis* cultivos em efluentes de tilápias cultivadas em diferentes densidades. Cada ponto representa a média de quatro repetições ± desvio padrão.

Os valores de produtividade foram inferiores aos observados por Reichert et al. (2006) que encontraram produtividades de 160 a 690 g L^{-1} dia^{-1}. Andrade e Costa (2008) cultivando a *S. platensis* em modo autotrófico com bicarbonato de sódio, e mixotrófico com 0,25; 0,50; 0,75 e 1,00 g. L^{-1} de melaço em pó ou melaço líquido, obtiveram rendimentos variando de 71 a 1.117 mg L^{-1}, bem superiores ao deste experimento. Isto pode ser explicado pela baixa iluminância de cerca de 30 ± 7,0 µE cm^{-2} s^{-1} nos cultivos de *S. platensis* e do cultivo ter sido realizado em meio orgânico e não em uma meio especifico para a microalga. Ema relação aos compostos nitrogenados, suas concentrações iniciais presentes nos cultivos de *S. platensis* podem ser observadas na tabela 3.

Tabela 3 - Concentrações iniciais de N-amônia, N- nitrito e N-nitrato nas culturas de *Spirulina platensis* cutivadas em efluente de tilápia do Nilo cultivadas em diferentes densidades.

Tratamentos	N-amônia (mg L^{-1})	N-nitrito (mg L^{-1})	N-nitrato (mg L^{-1})
01	0,33 ± 0,15[a]	0,23 ± 0,14[a]	5,25 ± 2,05[a]
02	0,42 ± 0,57[a]	0,25 ± 0,13[a]	5,45 ± 1,48[a]
03	0,54 ± 0,02[a]	0,31 ± 0,18[a]	6,3 ± 0,28[a]

*Different letters in the columns indicate statistical differences at 5% level.

O consumo de amônia, nitrito e nitrato pela microalga reduziu bastante a quantidade desses constituintes no meio de cultivo (FIGURA 4).

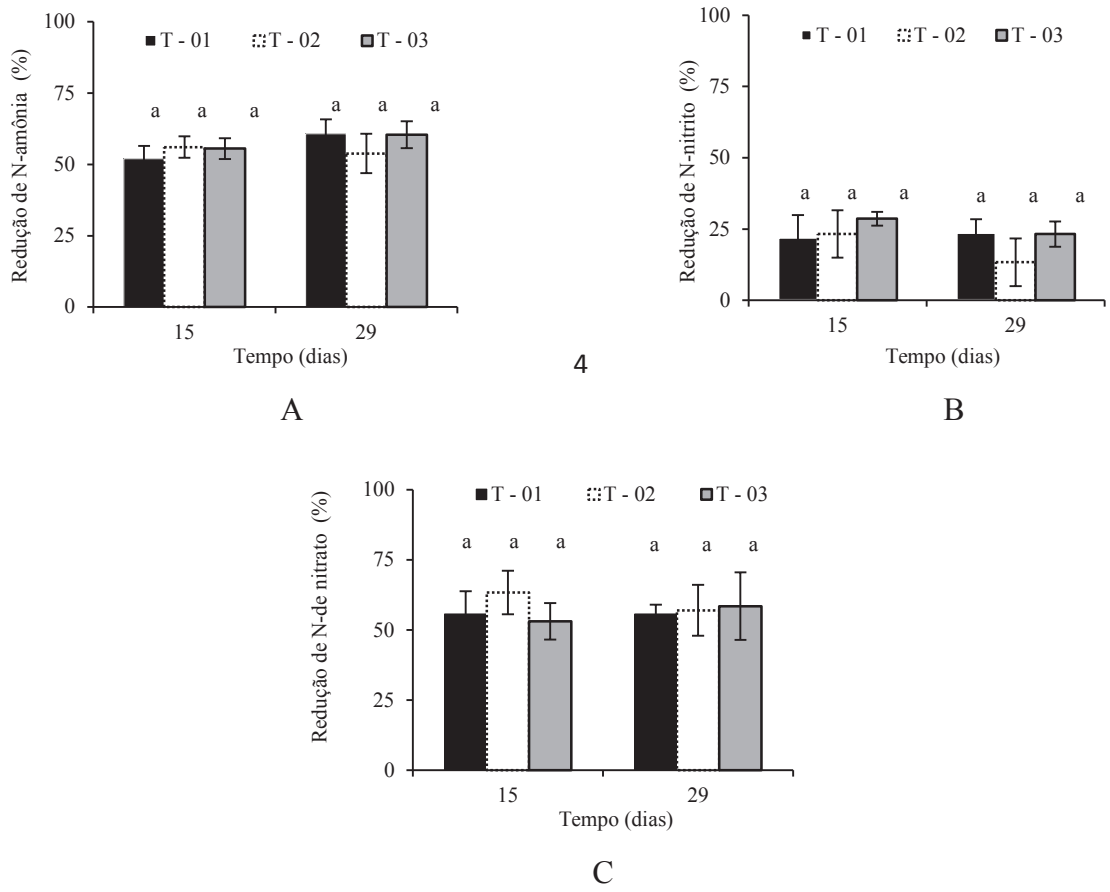


Figura 4 – Taxas de redução de N-amônia (A), N-nitrito (B) e N-nitrato (C) nos cultivos de *Spirulina platensis* em efluentes de tilápia do Nilo cultivadas em diferentes densidades. Cada ponto representa a média de quatro repetições ± desvio padrão.

As taxas de remoção dos compostos nitrogenados foram semelhantes para N-amônia e N-nitrato ($p>0,05$) nos dois dias de recirculação e não apresentaram diferenças significativas entre os tratamentos com diferentes densidades de estocagem. Em média, foram reduzidos 95,57 ± 1,1% da N-amônia, 87,9 ± 4,4% de N-nitrato e 42,63 ± 8,5% de N-nitrito.

Henry-Silva e Camargo (2008) avaliaram a eficiência das macrófitas aquáticas flutuantes *Eichhornia crassipes* e *Pistia stratiotes* no tratamento de efluentes gerados por um viveiro de piscicultura e a maior taxa de remoção foi de 34,7% para *P. stratiotes*.

Bertoldi et al. (2007) avaliaram o consumo de nitrato pela microalga *C. vulgaris* em diferentes diluições de uma solução hidropônica residual. Quando os cultivos foram realizados com uma diluição de 25% as microalgas removeram 87% de nitrato do meio de cultivo, enquanto na solução original e com 50% de diluição, as microalgas consumiram 80,5 e 80,4% dos nitrato, respectivamente.

CONCLUSÃO

A *S. platensis* se adaptou ao efluente produzido pelas tilápias do Nilo, independente da densidade de estocagem dos juvenis de tilápias, reduzindo consideravelmente no efluente, em todos os tratamentos, a concentração dos compostos nitrogenados N-amônia, N-nitrio e N-nitrato.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, M. R.; COSTA, J. A. V. Cultivo da microalga *Spirulina platensis* em fontes alternativas de nutrientes. **Ciência e agrotecnologia**, v. 32, n.5, p.1551-1556, 2008.

ARANA, L. V. **Fundamentos de aquicultura. Florianópolis**: UFSC, 349p. 2004.

BERTOLDI, F. C.; SANT'ANNA, E.; OLIVEIRA, J. L. B.; REBELO, A. M. Biorremoção de nitrogênio e fósforo da solução hidropônica residual por meio da microalga *Chlorella vulgaris*. **Evidência**, v. 7, n. 2, p. 85-92, 2007.

BOYD, C.E. Guidelines for aquaculture effluent management at the farm-level. **Aquaculture** n. 226, p. 101-112, 2003.

COLLA, L. M.; REINEHR, C. O.; REICHERT, C.; COSTA, J. A. V. Production of biomass and nutraceutical compounds by *Spirulina platensis* under different temperature and nitrogen regimes. **Bioresource Technology**, v.98, n.7, p.1489-1493, 2007.

HENRY-SILVA, G. G.; CAMARGO, A. F. M. Impacto das atividades de aquicultura e sistemas de tratamento de efluentes com macrófitas aquáticas – relato de caso. **Boletim do Instituto de Pesca**, v.34, n.1, p.163–173, 2008.

JONES, A. B.; PERSTON, N. P.; DENNISON, W. C. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. **Aquaculture Research**, n. 33, p. 1–19, 2002.

PORELLO, S.; LENZI, M.; TOMASSETTI, P.; PERSIA, E.; FINOIA, M. G.; MERCATALI, I. Reduction of aquaculture wastewater eutrophication by phytotreatment ponds system II. Nitrogen and phosphorus content in macroalgae and sediment. **Aquaculture,** v.219, n.1–4, p. 531–544, 2003.

REICHERT, C. C.; REINEHR, C. O.; COSTA J. A. V. Semicontinuous cultivation of the cyanobacterium *Spirulina platensis* in a closed photobioreactor. **Brazilian Journal of Chemical Engineering**, v.23, n. 01, p. 23-28, 2006.

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE ÍONS PRESENTES EM ÁGUA RESIDUÁRIA[1]

Célia Silva Dos Santos[2], Arsênio Pessoa de Melo Júnior[3], Aaron de Sousa Alves[3], Benjamim Carvalho de Lima Júnior[4]

[2]Graduanda em Agronomia Pela Universidade Federal de Alagoas- UFAL (*Campus Arapiraca*).E-mail: celia_agron@hotmail.com

[3]Doutorando em Engenharia Agrícola Pela Universidade Federal de Campina Grande- UFCG. E-mail: aaron.agro@gmail.com

[4]Mestrando em Engenharia agrícola Pela Universidade Federal de Campina Grande- UFCG. E-mail: benjamim-junior@bol.com.br

RESUMO: O aproveitamento de águas de qualidade inferior em sistemas produtivos irrigados vem se tornando em uma estratégia de produção, especialmente em locais onde a escassez de água é um fator limitante para a produção agrícola. Neste contexto, propôs-se este estudo com a finalidade de se realizar o monitoramento da concentração dos íons K^+, Ca^{++}, Mg^{++} presentes na água residuária do rio Bodocongó, utilizada na irrigação da cultura da bananeira cv. Pacovan no Agreste paraibano. O monitoramento da concentração dos íons encontrados na água residuária do rio Bodocongó foi realizado durante o período compreendido entre os meses de setembro de 2011 e novembro de 2012, na Fazenda Ponta da Serra, município de Queimadas-PB, a partir de amostras simples coletadas diretamente do rio Bodocongó a uma profundidade de aproximadamente 50 cm abaixo da superfície da água e próximo ao local de capitação para irrigação. As maiores concentrações dos íons K^+, Ca^{++}, Mg^{++}, encontrados na água do rio Bodocongó, foram obsevadas em períodos de estiagens. A concentração de potássio encontra-se dentro da faixa ótima da para irrigação. Os valores médios de cálcio e magnésio excedem os limites ótimos para irrigação. Nos meses chuvosos o magnésio teve média considerada normal para água de irrigação.

Palavras-chave: qualidade da água, cátions, irrigação

[1]Parte da Dissertação do Terceiro autor.

1. Introdução

No Brasil, a prática da irrigação vem impulsionando a produção de alimentos, sobretudo, em regiões onde as precipitações pluviométricas são insuficientes para atender as necessidades hídricas das culturas, estimulando a economia agrícola e gerando postos de trabalho no campo e na cidade. Por outro lado, o consumo exagerado dos recursos hídricos e o uso irrestrito de águas residuárias na agricultura irrigada tem intensificado o surgimento de problemas decorrentes da sua utilização, como alteração das propriedades físico-químicas do solo e da água, refletindo diretamente final do produto.

Desse modo, o monitoramento das características químicas da água de irrigação faz-se necessário, sobretudo quando utilizada água de qualidade inferior, pois esta, quando não manejada adequadamente, pode proporcionar danos ambientais muitas vezes irreversíveis, representando uma ameaça à sustentabilidade da atividade. Neste sentido, Silva et al. (1999) ressaltam que a utilização de águas de má qualidade pode aumentar o pH do solo e promover desequilíbrio nutricional às culturas, principalmente à bananeira, que é muito sensível ao desequilíbrio de nutrientes no solo. Pois conforme Silva e Carvalho (2005) para se alcançar elevadas produtividades, é necessário que a cultura esteja equilibrada nutricionalmente.

Por outro lado, se adequadamente manejada, a utilização de água residuária na agricultura irrigada pode trazer benefícios econômicos incontestáveis, devido à presença de elevados teores de nutrientes essenciais às culturas como nitrogênio, fósforo, potássio e micronutrientes, reduzindo consideravelmente gastos com aquisição e aplicação fertilizantes químicos.

Assim, Sandri et al. (2007) ressaltam que as águas residuárias compõe uma importante fonte de nutrientes para as culturas. E a sua utilização na agricultura constitui uma forma efetiva de controle da poluição e uma alternativa viável para aumentar a disponibilidade hídrica em regiões áridas e semiáridas (SILVA et al., 2009). Além de apresentar outras vantagens como conservação da água disponível, possui grande disponibilidade, possibilita o aporte e a reciclagem de nutrientes (HOEK et al., 2002).

Em meio a relevância desta temática, propôs-se este estudo com a finalidade de se realizar o monitoramento da concentração dos íons K^{+}, Ca^{++}, Mg^{++} presentes na água residuária do rio Bodocongó, utilizada na irrigação da cultura da bananeira cv. Pacovan no Agreste paraibano.

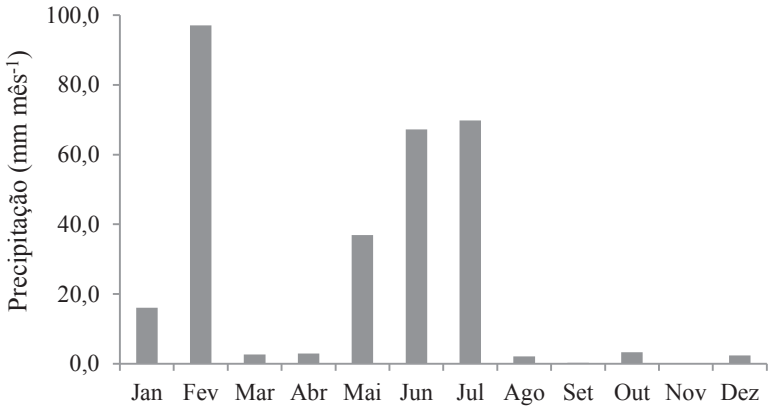
2. Material e Métodos

Os estudos foram realizados na Fazenda Ponta da Serra, município de Queimadas-PB. Onde o monitoramento dos parâmetros químicos da água residuária do rio Bodocongó, foi realizado durante o período compreendido entre os meses de setembro de 2011 e novembro de 2012. Para tal, foram coletadas diversas amostras simples, regularmente entre as 9:00 e 11:00 horas da manhã, a uma profundidade de aproximadamente 50 cm abaixo da superfície da água e próximo ao local de captação de água para irrigação da cultura da bananeira cv. Pacovan. As amostragens foram realizadas com a utilização de garrafas plásticas, com volume de 1000 ml, sendo estas, previamente lavadas com a própria água do local. Após a coleta, os recipientes foram hermeticamente fechados, devidamente identificados e encaminhados para posterior análise.

As coletas para caracterização dos teores de K^{+}, Ca^{++} e Mg^{++}, foram realizadas mensalmente, durante o período experimental. Sendo as análises efetuadas no laboratório de Irrigação e Salinidade – LIS, da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Desse modo, por meio dos resultados encontrados, realizou-se a caracterização iônica da água residuária do rio Bodocongó.

3. Resultados e discussão

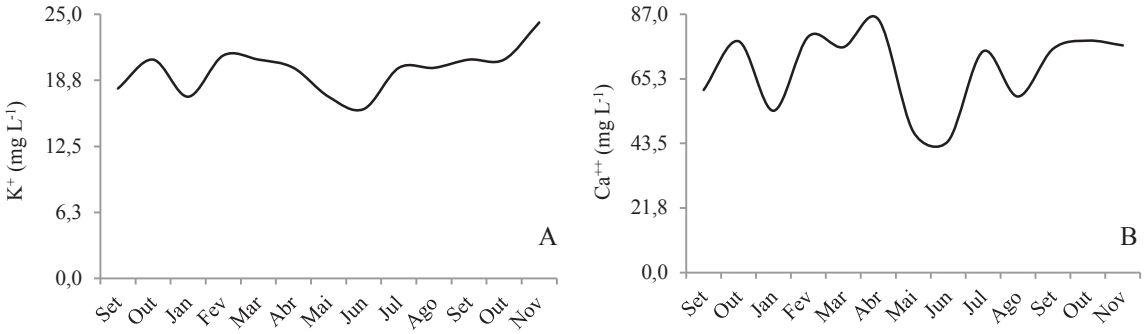
Considerando o regime pluviométrico incidente na região, no ano de 2012 (Figura 1), percebe-se que os maiores volumes registrados ocorreram nos meses de janeiro e fevereiro, e entre os meses de maio a julho. Vale ressaltar ainda, que no mês mais chuvoso do ano as chuvas não excederam os 70,0 mm, ficando os demais meses do ano sob forte insolação, e neste período, na maior precipitação pluviométrica registrada, as chuvas não excederam os 3,0 mm.



Fonte: AESA (2012)

Figura1. Precipitação pluviométrica ocorrida na região no período compreendido entre os meses de janeiro a novembro de 2012.

Estas peculiaridades climatológicas observadas na região refletiram diretamente na concentração dos íons, elevando ou reduzindo seus teores na água residuária, conforme cada época de amostragem. Isso pode ser confirmado pelos resultados obtidos neste estudo, onde as maiores concentrações de K^{+}, Ca^{++} e Mg^{++} (Figura 2A, 2B e 2C, respectivamente) foram verificadas nos meses mais secos do ano (março, abril e entre os meses de agosto e novembro), neste período as concentrações médias observadas foram de 21,05 mg L^{-1} para o K^{+}, 75,12 mg L^{-1} para o Ca^{++} e 86,68 mg L^{-1} para o Mg^{++}. Enquanto que nos meses mais chuvosos (janeiro, fevereiro, e de maio a julho) as concentrações médias foram de 18,30; 60,08 e 49,44; mg L^{-1}, respectivamente para K^{+}, Ca^{++} e Mg^{++}.



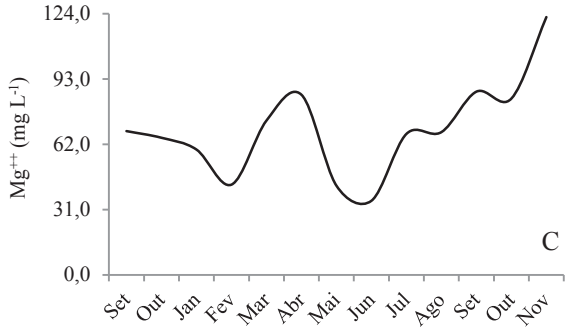


Figura 2. Variação temporal dos teores de K (A), Ca^{++} (B) e Mg^{++} (C) encontrados na água residuária do rio Bodocongó.

Tal fato reforça a hipótese de que as altas e/ou as ausências de chuvas na região aliadas aos altos índices de evaporação e redução da vazão do corpo d'água, tenham contribuído para o aumento da concentração destes elementos na água residuária do rio Bodocongó. Uma vez que as maiores concentrações destes elementos foram obsevadas em períodos de estiagem. E particularmente no mês de novembro, em relação aos demais meses do ano, observou-se as maiores concentrações dos íons K^{+}, Ca^{++} e Mg^{++} (24,23; 122,45 e 401,38 mg L^{-1}, respectivamente).

Desse modo, percebe-se que os teores de potássio encontrados na água do rio Bodocongó encontra-se entre 0 a 78 mg L^{-1}, portanto, dentro da faixa frequentemente verificada em água de irrigação conforme Ayers e Westcot (1991). Sendo assim, Magalhães et al. (2002) ressaltam que sua utilização na irrigação, pode contribuir para a elevação dos teores de potássio no solo e com isso, favorecer o desenvolvimento das culturas.

Por outro lado, nota-se que os valores de cálcio encontrados na água do rio Bodocongó estão bem acima daqueles frequentemente verificados em água de irrigação (0 a 20 meq $Ca2^{+}$ L^{-1}), segundo Ayers e Westcot (1991). Nesta condição, Maia et al., (2012) alertam que elevadas concentrações de cálcio na água de irrigação, pode provocar o processo de cimentação no solo, podendo dificultar a penetração da água de irrigação e das raízes.

Semelhantemente ao cálcio, observa-se também que as concentrações de magnésio na água do rio Bodocongó, estão muito acima dos valores frequentemente

encontrados em água de irrigação, que são de 0 a 60 mg L^{-1} (AYERS e WESTCOT, 1991). Exceto para os valores observados nos meses chuvosos.

Em meio aos resultados obtidos, Silva et al. (2011), ressaltam que as regiões áridas e semiáridas são caracterizadas por baixos índices pluviométricos, distribuição irregular das chuvas ao longo do ano e intensa evapotranspiração. Sendo assim, a concentração dos cátions nas águas, muitas vezes, é o reflexo de suas concentrações nos solos do entorno da fonte de água. Para Mendes et al. (2008) os teores de cátions encontrados nas águas, são reflexos das condições edafoclimática da região semiárida. Sendo as maiores concentrações normalmente observadas em amostras de águas coletadas no período seco.

Esse aumento já era esperado, uma vez que no período seco, a baixa precipitação pluviométrica e a evaporação da água provocam um aumento na concentração destes elementos nas águas.

4. Conclusões

As maiores concentrações dos íons K^{+}, Ca^{++}, Mg^{++}, encontrados na água do rio Bodocongó, foram obsevadas em períodos de estiagens.

A concentração de potássio encontra-se dentro da faixa ótima da para irrigação.

Os valores médios de cálcio e magnésio excedem os limites ótimos para irrigação.

Nos meses chuvosos o magnésio teve média considerada normal para água de irrigação.

5. Referências bibliográficas

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Trad. de H. R. Gheyi, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p. (FAO. Estudos de Irrigação e Drenagem, 29).

HOEK, W.; HASSAN, U. M.; ENSINK, J. H. J.; FEENSTRA, S.; RASCHID-SALLY, L.; MUNIR, S.; ASLAM, R.; ALIM, N.; HUSSAIN, R.; MATSUNO, Y. Urban wastewater: a valuable resource for agriculture. A case study from Horoonabad, Pakistan. Colombo, Sri Lanka: International Water Management Institute, 2002. 29 p. (Research Report, 63).

MAIA, C. E.; RODRIGUES, K. K. R. P.; LACERDA, V. S. Relação entre bicarbonato e cloreto em águas para fins de irrigação. Irriga, Botucatu, Edição Especial, p. 206 - 219, 2012.

MAGALHÃES, N. F.; CEBALLOS, B. S. O.; NUNES, A. B. A.; GHEYI, H. R.; KONIG, A. Principais impactos nas margens do Baixo Rio Bodocongó - PB, decorrentes da irrigação com águas poluídas com esgoto[1]. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.6, n.1, p.128-135, 2002.

MACÊDO, J. A. B. Águas & águas. 2. ed. Belo Horizonte, MG: CRQ-MG, 2004. 977p.

MENDES, J. S.; CHAVES, G. H. L.; CHAVES, B. I. Qualidade de água para consumo humano em comunidades rurais do município de Congo, PB[1]. Revista Ciência Agronômica, v. 39, n. 02, p. 333-342, 2008.

RANGEL, A.; PENTEADO, L. A.; TET, R. M. Micronutrientes para a bananeira. 2007. Disponível em: http://www.cati.sp.gov.br/Cati/_tecnologias/plantas_frutiferas/ micronutri. _banana.php. Acesso em: 07 dezembro de 2012.

SANDRI, D.; MATSURA, E. E.; TESTEZLAF, R. Desenvolvimento da alface elisa em diferentes sistemas de irrigação com água residuária. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 11, p. 17-29, 2007.

SILVA, Í. N.; FONTES, L. de O.; TAVELLA, L. B.; OLIVEIRA, J. B. de; OLIVEIRA, A. C. de. Qualidade de água na irrigação. ACSA-Agropecuária Científica no Semiárido, v.07, n 03, p. 01-15, 2011.

SILVA, J. T. A. da; BORGES, A. L.; MALBURG, J. L. Solos, adubação e nutrição da bananeira. Informe Agropecuário, v. 20, n. 196, p. 21-36, jan.-fev. 1999.

SILVA, J. T. A.; CARVALHO, J. G. . Avaliação nutricional de bananeira Prata-Anã (AAB), sob irrigação no semiárido do norte de Minas Gerais, pelo método Dris. Ciência e Agrotecnologia, v. 29, n. 4, p. 731-739, 2005.

SILVA, J. T. A. da; BORGES, A. L.; MALBURG, J. L. Solos, adubação e nutrição da bananeira. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 20, n. 196, p. 21-36, 1999.

VIANA, Larissa de Souza; SILVA, Kmila Gomes da; BERTOSSI, Ana Paula Almeida; MENDES, Thábata Nágime; XAVIER, Talita Miranda Teixeira. Análise da qualidade da água para fins de irrigação na microbacia do Rio Alegre, ES. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, vol.7, n.12; 2011.

DIAGNÓSTICO DO SANEAMENTO BÁSICO REALIZADO NOS BAIRROS VILA DA AMIZADE, OLARIA NORTE E SÃO LUIZ I, NO MUNICÍPIO DE CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA - PA

Danilo Epaminondas Martins e Martins[1] Wilker Caminha dos Santos[2] Hellison Silva Mota[3]

1,2,3,Graduandos de Tecnologia em Gestão Ambiental.

Instituto Federal do Pará - IFPA/Campus Conceição do Araguaia.

Caixa Postal 68.540-000 - Conceição do Araguaia – PA, Av. Couto de Magalhães, s/n.

daniepaminondas@hotmail.com[1] wilkercaminha10@hotmail.com[2],

hellisonguitar@hotmail.com[3]

Resumo

A ausência de infraestrutura básica de saneamento implica seriamente nas condições ambientais e na saúde e bem estar da sociedade. A presente pesquisa apresenta um diagnóstico das condições domiciliares de saneamento básico dos bairros Vila da Amizade, Olaria Norte e São Luiz I no município de conceição do Araguaia – PA. Aplicado questionários nos 150 domicílios existentes nos bairros, nos dias 14, 15 e 16 de março de 2011, envolvendo questões sobre abastecimento de água, esgoto sanitário e resíduos sólidos, bem como alguns aspectos sociais e de meio ambiente, com uma abordagem quantitativa e qualitativa. De acordo com os critérios de adequação adotados, as condições de saneamento básico dos domicílios encontram-se, em sua maioria, inadequados, carecendo de medidas urgentes para a sua melhoria.

Palavras-chave: saneamento básico, qualidade de vida e saúde.

INTRODUÇÃO

A definição clássica de saneamento explicita ser essa ação “o conjunto de medidas que visam a modificar as condições do meio ambiente, com a finalidade de prevenir doenças e promover a saúde (MENEZES, 1984)”. Logo, o saneamento ambiental são ações socioeconômicas que tem por objetivo alcançar salubridade ambiental, por meio de abastecimento de água potável, coleta e disposição sanitária de resíduos sólidos, líquidos e gasosos, promoção da disciplina de uso de solo, drenagem urbana, controle de doenças transmissíveis e demais serviços e obras especializadas,

com a finalidade de proteger e melhorar as condições de vida urbana e rural.Com tudo são poucos os municípios que desenvolveram atividades integradas para estruturação correta desses sistemas que, naturalmente explica o atual déficit da infraestrutura sanitária observado na maioria dos municípios brasileiros. A comparação dos números do IBGE dos anos de 1989 e 2000 demonstra ser ainda pequeno o número de localidades brasileiras (sedes e distritos municipais) atendidas com sistema de saneamento básico (PEREIRA, 2003).Desta forma, a pesquisa tem por finalidade obter informações dos bairros Olaria Norte, São Luiz I e Vila da Amizade, no município de Conceição do Araguaia-PA, relacionadas ao saneamento básico. Para tanto, houve a necessidade de se realizar uma pesquisa de campo com o intuito de conhecer as condições de saneamento desses bairros, observando a qualidade de vida e bem estar da população.

OBJETIVO

Analisar as condições do saneamento básico nos bairros Vila da Amizade, Olaria Norte e São Luiz I, no município de Conceição do Araguaia-PA.

METODOLOGIA

A pesquisa foi desenvolvida em bairros localizados nas áreas periféricas do Município de Conceição do Araguaia/PA. O município localiza-se no sudeste do estado do Pará, na latitude 08º15’28” sul e longitude 49º15’53” oeste, tendo população de 45.267 habitantes (IBGE, 2007), ocupa quase 0,5% do estado e possui uma distância de 1.116 km^2 da capital do estado, Belém. Na Figura 1 é mostrada a localização do município de Conceição do Araguaia.



Figura 1: Localização de Conceição do Araguaia-PA.

Fonte: Google Earth, 2011

Para o desenvolvimento da pesquisa, o trabalho foi dividido em duas etapas, as quais são:

Etapa1: aplicação do questionário

Para o levantamento das condições de saneamento básico em que vive a população dos bairros Vila da Amizade, São Luiz I e Olaria Norte, utilizou-se questionário de perguntas e respostas em cerca de 20% dos domicílios locais da área de estudo, objetivando a obtenção de informações referentes ao abastecimento e tratamento de água, esgotamento sanitário e destinação dos resíduos sólidos, existentes no local.

Etapa 2: Análise dos dados

A análise dos dados obtidos na pesquisa e a avaliação das condições de saneamento dos bairros Vila da Amizade, São Luiz I e Olaria Norte serão apresentadas por meio de gráficos e figuras. Esses dados serão analisados por amostragem e colocarão em evidência a real situação vivenciada pelos moradores dessa área.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Resultados da fase 1:

A aplicação do questionário na área de estudo foi realizada nos dias 14, 15 e 16 de março de 2010, sempre das 13h30 às 17h30. Para obtenção dos dados foram realizadas visitas às residências as quais foram selecionadas de forma aleatória e condicionadas à disponibilidade dos moradores para responder às perguntas.

Resultados da fase 2:

Na fase 2, os dados obtidos por meio da aplicação do questionário foram organizados em forma de gráficos com utilização do *software* Excel, bem como foram apresentadas figuras para melhor visualização, análise e discussão.

- **Resultados para Sistema de Abastecimento de Água**

Os principais resultados obtidos com a aplicação do questionário nos bairros Olaria Norte e São Luiz I e Vila da Amizade indicaram que a maioria dos entrevistados sabe o que é saneamento e acredita que há relação entre saneamento e saúde. No entanto, geralmente vivem em más condições sanitárias.

Como pode ser observado na Figura 2, um pouco mais que a metade dos domicílios, ou seja, 90 residências são abastecidas por rede pública de água, e 57 por poços artesianos e 03 por outros sistemas desconhecidos, mas na verdade, a água captada da rede pública é utilizada apenas para uso doméstico, não para ingestão direta.

É importante salientar que embora a água dos poços semi-artesianos seja considerada boa para consumo humano pelos moradores, eles não realizam nenhum tipo de tratamento antes de ser consumida, não é realizado monitoramento de sua qualidade para certificação de sua potabilidade e nem costumam respeitar a distância estabelecida por norma entre o poço e a fossa, que é de no mínimo 20 metros (NBR 7229).

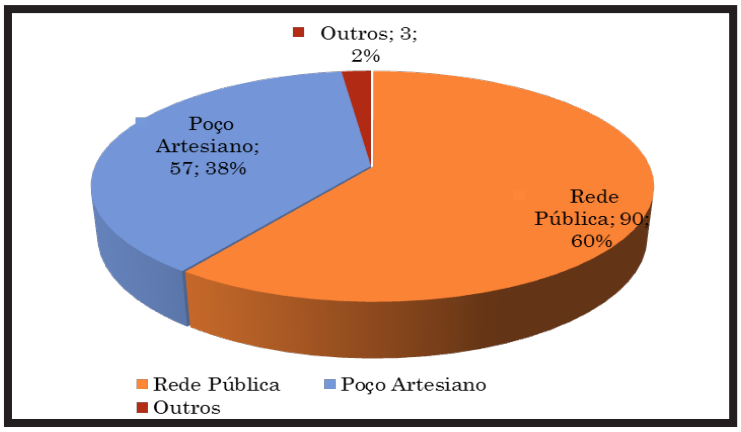


Figura 2: Formas de abastecimento de água utilizadas

No trabalho, constatou-se que 57% dos usuários se preocupam com a questão da qualidade da água, ou seja, 81 pessoas, e classificaram o serviço prestado pela empresa que faz o tratamento da água, como impróprio para consumo humano, devido ao fato da água disponibilizada apresentar aspecto turvo, onde reclamam também, do serviço público por falta da fiscalização com relação à qualidade da água. Já 60 pessoas estão insatisfeitas por falta constante de água e 05 pessoas estão descontentes com o valor da tarifa, como mostra na Figura 3 abaixo na forma de porcentagem:

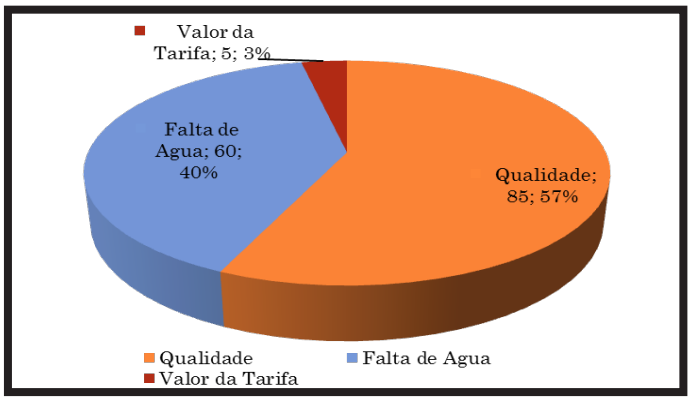


Figura 3: Reclamação do Serviço Público

- **Resultados para Sistema de Esgotamento Sanitário**

O lançamento de esgoto sanitário sem prévio tratamento num determinado corpo d'água pode causar a deterioração da qualidade dessa água, sendo ameaça à saúde da população. Outro fato importante para tratar os esgotos é a preservação do meio ambiente. Nesse caso, os resultados da pesquisa mostraram que os moradores dos bairros Olaria Norte, São Luiz I e Vila da Amizade têm sofrido com a falta de saneamento e, sobretudo, com a falta de tratamento do esgoto sanitário.

Em Conceição do Araguaia inexiste sistema de esgotamento sanitário. De acordo com a pesquisa feita nas residências, o esgoto produzido é destinado para fossa rudimentar, fossa negra ou depositado diretamente no solo ou na rua.

As fossas usadas pela população geralmente não são projetadas de forma correta. Em alguns casos, a fossa é revestida com laje apenas nas laterais e o fundo é coberto com brita ou pedra canga, servindo apenas como sumidouro. 120 dos entrevistados utilizam sumidouros como tratamento para sistema individual, 05 utilizam fossa séptica e 25 utilizam outras formas, como mostra na Figura 4 na forma de porcentagem:

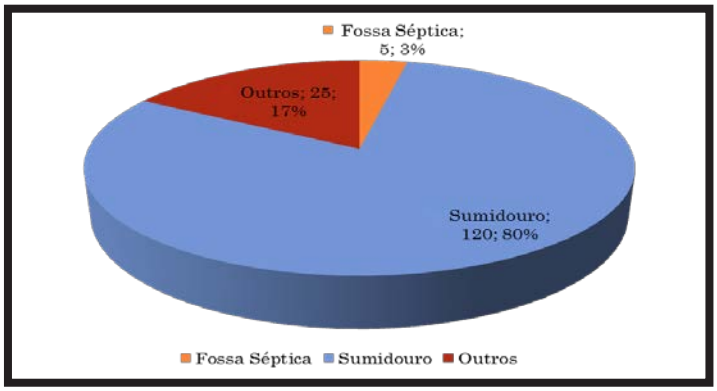


Figura 4: Tipo de tratamento

Além disso, foi observado que na maioria das residências em que foi feita a pesquisa, os moradores costumam destinar à fossa somente o esgoto do banheiro. Já o esgoto produzido na cozinha, geralmente é lançado diretamente no solo, nos fundos dos quintais ou até mesmo nas ruas, por inexistir sistema drenagem urbana. Essas águas residuais têm como destino final rio Araguaia.

- **Resultados para Resíduos Sólidos**

Em Conceição do Araguaia há a coleta dos resíduos sólidos. Entretanto, os resíduos são depositados no lixão a céu aberto. Segundo a Secretaria Nacional de Saneamento, atualmente no Brasil, cerca de 16 milhões de brasileiros não são atendidos pelo serviço de limpeza pública. Na maioria dos municípios os resíduos são coletados e depositados em lixões "a céu aberto" e em determinados municípios pequenos não há coleta dos resíduos sólidos. Assim, observa-se que o Município está inserido neste contexto.

A maioria dos entrevistados, 77, classifica o serviço de limpeza pública da cidade ruim, 45 regular, 24 bom e 4 excelente. Mas, em sua maioria, os entrevistados estão insatisfeitos com a frequência e qualidade do serviço prestado no município, como mostra na Figura 5:

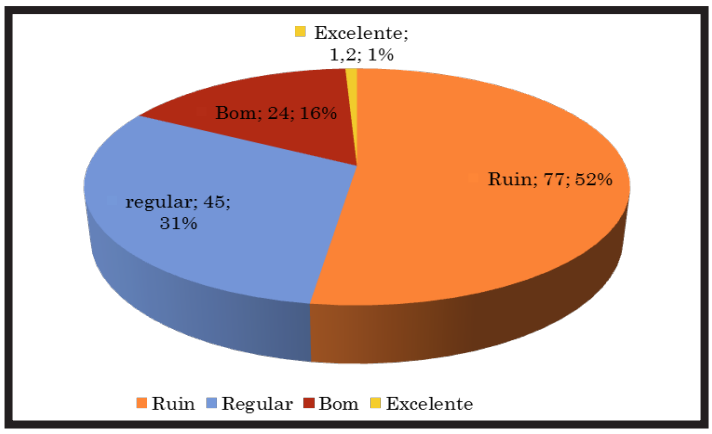


Figura 5: Classificação do Serviço de Limpeza Pública

CONCLUSÃO

Assim como grande parte das cidades brasileiras, a cidade de Conceição do Araguaia também não apresenta as melhores condições de saneamento, pois a água da concessionária que chega às residências não é de boa qualidade e apresenta um aspecto turvo. No tocante aos resíduos sólidos, observa-se que o órgão competente em realizar a coleta por toda a cidade não consegue atender a essa demanda. Assim, nem todos os bairros são beneficiados com a coleta diária, o que causa mau cheiro, entulhos em terrenos baldios, presença de vetores e, consequentemente, doenças provenientes desses vetores.

A cidade também é desprovida de Sistema de Esgotamento Sanitário. Isso faz com que a água servida das residências e comércios seja lançada no meio da rua e por galerias que seguem para o rio Araguaia, causando poluição ambiental, refletindo diretamente na saúde da população, pois causa doenças epidêmicas e parasitológicas.

A partir da realização deste trabalho, pôde-se constatar que as condições de saneamento nesses bairros são inadequadas e que sua população não costuma ter práticas de higiene adequadas, além da falta de conscientização voltada para importância de se ter uma água desinfectada e destinar adequadamente os dejetos e os resíduos sólidos.

De acordo com as condições de saneamento dos domicílios, que se encontram na maioria, inadequados, verifica-se que os mesmos necessitam de medidas urgentes para a sua melhoria. Observou-se, ainda, quanto menor o poder aquisitivo e o grau de instrução, menores são as práticas de higiene e a conscientização quanto à importância de se ter uma água desinfectada e destino adequado aos dejetos.

Portanto, o município não condiz com a legislação vigente e carece de legislações específicas, quanto ao saneamento ambiental e básico na cidade.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

Google Earth (2011) - software de visualização de terrenos via-satélite.

ANÁLISE DA DEGRADAÇÃO AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO MIRIRI-PB POR MEIO DE GEOTECNOLOGIAS

Glauciene Justino Ferreira da Silva[1]

Lidiane Cristina Félix Gomes[2]

Lúcia Helena Gurjão de Sousa[3]

[1] Tecnóloga em Geoprocessamento, Mestranda em Geografia, UFPB/ João Pessoa – PB, glauc.geo@gmail.com

[2] Geográfa, Doutoranda em Geografia, UFC/Fortaleza – CE, lidiane.geo@gmail.com

[3] Tecnóloga em Geoprocessamento, Mestranda em Meteorologia, UFCG/ Campina Grande – PB, helena_geotec@yahoo.com.br

Resumo

As alterações provocadas pelo homem em áreas de grande importância ambiental como em uma bacia hidrográfica, por exemplo, provocam o desequilíbrio ambiental e interferem diretamente na conservação dos solos. As Bacias Hidrográficas ainda são ocupadas de maneira inadequada, sem considerar e respeitar leis ambientais vigentes, o que torna cada vez mais complicado o controle das ações humanas em nascentes de rios e nas matas ciliares alterando a qualidade da água e consequentemente interferindo na vida da população. Neste sentido, surge a necessidade de estudos que colaboram para a conservação de bacias hidrográficas e na manutenção das áreas de mata ciliar. Desta forma, as geotecnologias se caracterizam como ferramentas de apoio, o Sensoriamento Remoto aliado às técnicas de análise espacial permitem análise e monitoramento das alterações provocadas pelo homem, gerando subsídios para a tomada de decisões. Este trabalho objetivou analisar as alterações do albedo e temperatura da superfície na bacia hidrográfica do Rio Miriri entre 1985 e 2011, por meio de geotecnologias. Com os mapas temáticos elaborados foi possível identificar as modificações ocorridas em cada ano estudado, os diferentes valores de albedo, NDVI e temperatura da superfície permitiram uma avaliação mais segura destas modificações.

Palavras-chave: avaliação, Sensoriamento Remoto, conservação

Abastract

The modifications caused by man in areas of great environmental importance as in a watershed, for example, cause environmental imbalance and interfere directly in the soil conservation. The Watershed are still occupied improperly, without considering and respecting environmental laws in force, which becomes increasingly complicated the control of human actions in headwaters of rivers and riparian changing water quality and consequently interfering in people's lives . In this sense, there is a need for studies that contribute to the conservation of watersheds and maintenance of riparian areas. Thus, the geotechnology is characterized as a support tool. The Remote Sensing associated to the spatial analysis techniques allow analysis

and monitoring of the changes caused by man, generating subsidies for decision making. This study aimed to analyze changes in the albedo and surface temperature in the river watershed Miriri between 1985 and 2011, through geotechnology. With elaborate thematic maps it was possible to identify the changes occurring in each year studied, the different values of albedo, NDVI and surface temperature allowed a safer evaluation of these modifications.
Keywords: evaluation, Remote Sensing, conservation

INTRODUÇÃO

A exploração não sustentada dos recursos naturais e as alterações provocadas pelas ações humanas desencadeiam sérios problemas ao equilíbrio ambiental de uma região. Em uma bacia hidrográfica, por exemplo, o desmatamento, as queimadas e o manejo não planejado das terras agrícolas acarretam no assoreamento dos rios e prejudicam a conservação do solo, além de contribuir entre outros problemas com alterações climáticas. Deste fato surge a necessidade de informações confiáveis e atualizadas para direcionar uma política de conservação e recuperação de áreas degradadas.

A bacia como unidade de gerenciamento integrado dos recursos naturais, sobretudo dos mananciais, com fins de seu aproveitamento, coloca os recursos hídricos como elemento indispensável à vida e como insumo às atividades produtivas, pois os usos pelas populações, para irrigação, indústrias, atividades de lazer, dentre outros empregos múltiplos dos recursos hídricos, requer fontes em qualidade e quantidade saudáveis e seguras (NASCIMENTO, 2011).

Neste sentido, o uso de geotecnologias tem colaborado com a geração de dados que proporcionam a análise e o monitoramento das alterações em uma bacia hidrográfica. Desta forma, este trabalho objetiva analisar as alterações no albedo, temperatura da superfície e NDVI ocorridas entre 1985 a 2011 na bacia hidrográfica do Rio Miriri-PB.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo está inserida na bacia hidrográfica do Rio Miriri, correspondendo a 22.742,55ha, ou seja, 52,05% da bacia hidrográfica. Optou-se por delimitar está área devido a grande presença de nuvens nas imagens que recobrem toda a área da bacia.

No estudo foi utilizado o software ERDAS Imagem 9.2 para elaboração dos mapas de albedo, NDVI e temperatura da superfície. As imagens utilizadas foram disponibilizadas gratuitamente pelo INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais) em seu website. Foram escolhidas duas imagens do satélite Landsat-TM/5 da órbita/ponto 214/065 de (05/02/1985 e 09/09/2011).

Para obtenção das variáveis em estudo foi empregado no ambiente ERDAS Imagem o modelo SEBAL (*Surface Energy Balance Algorithm for Land*). A seguir são apresentadas as etapas do processamento das imagens utilizando o SEBAL para a obtenção do saldo de radiação (R_n). A calibração radiométrica ($L_{\lambda i}$) foi obtida segundo a equação 1, proposta por Markham & Baker (1987):

$$L_{\lambda i} = a_i + \frac{b_i - a_i}{255} ND \quad (1)$$

em que, a_i e b_i , são as radiâncias espectrais mínima e máxima ($Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$), DN é a intensidade do pixel, cujos valores variam entre 0 e 255, no caso do satélite Landsat e i corresponde as bandas (1, 2, ... e 7). A unidade de $L_{\lambda i}$ é $Wm^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$. Os coeficientes de calibração utilizados para o Landsat são os propostos por Chander e Markham (2003). A reflectância de cada banda ($\rho_{\lambda i}$) foi obtida através da equação 2, segundo Allen et al. (2002):

$$\rho_{\lambda i} = \frac{L_{\lambda i}\pi}{K_{\lambda i} \times cos\theta \times d_r} \quad (2)$$

em que $L_{\lambda i}$ é a radiância espectral de cada banda, $K_{\lambda i}$ é a constante monocromática solar associada a cada banda do sensor, θ é o ângulo zenital do Sol e dr é o inverso do quadrado da distância relativa Terra-Sol. O cálculo de dr foi obtido de acordo com a equação 3:

$$d_r = 1 + 0{,}033\, cos\left(DJ\frac{2\pi}{365}\right) \quad (3)$$

onde DJ é o dia de ordem do ano em que são obtidos os dados radiométricos (imagens de satélite), cujos valores correspondem ao dia da geração das imagens.

O cálculo do albedo no topo da atmosfera foi feito através de combinação linear das reflectâncias monocromáticas, obtidos pela equação 4:

$$\propto_{toa} = 0{,}293\rho_1 + 0{,}274\rho_2 + 0{,}233\rho_3 + 0{,}157\rho_4 + 0{,}033\rho_5 + 0{,}011\rho_7 \quad (4)$$

onde, $\rho_1, \rho_2, \rho_3, \rho_4, \rho_5$ e ρ_7 são as reflectâncias nas bandas 1,2, 3, 4, 5 e 7.

O albedo da superfície foi computado através da equação (5):

$$r_0=\frac{\propto_{toa}-\propto_{path\_radiance}}{\tau^2_{sw}} \quad (5)$$

onde $\propto_{toa}$ é o albedo planetário, $\propto_{path\_radiance}$ = 0,03 é a porção da radiação solar refletida pela atmosfera (Bastiaanssen, 2000) e τ_{sw} é a transmissividade atmosférica (Allen et al., 2002). A transmissividade atmosférica foi computada em função da altitude local (z), conforme a equação:

$$\tau_{sw} = 0{,}75 + 2 \times 10^{-5} \times Z \quad (6)$$

Para o cálculo do índice de vegetação por diferença normalizada (IVDN) foi utilizada a seguinte equação (ALLEN et al., 2002):

$$IVDN = (\rho_4 - \rho_3)/(\rho_4 + \rho_3) \quad (7)$$

O índice de vegetação ajustado para os efeitos do solo (Soil Adjusted Vegetation Index - SAVI), proposto por Huete (1988) foi obtido pela equação:

$$SAVI = (1 + L)(\rho_4 - \rho_3)/(L + \rho_4 + \rho_3) \quad (8)$$

onde L=0,5 é o fator de ajuste do solo.

O índice de área foliar (IAF) foi calculado por expressão empírica proposta por Allen et al. (2002):

$$IAF = -\frac{ln\left(\frac{0{,}69-SAVI}{0{,}59}\right)}{0{,}91} \quad (9)$$

Para a obtenção da temperatura da superfície foi utilizada a equação de Planck invertida, válida para um corpo negro para o qual a emissividade é igual a 1. Como cada pixel não emite radiação eletromagnética como um corpo negro, é necessário introduzir a emissividade de cada pixel no domínio espectral da banda termal ε_{NB}, para fins da obtenção da Ts, bem como da obtenção da radiação de onda longa emitida pela superfície, que nesse caso é considerada a emissividade da banda larga ε_0 (5 – 100 μm). Segundo Allen et al. (2002), as emissividades ε_{NB} (equação 10) e ε_0 (equação 11) podem ser obtidas, segundo:

$$\varepsilon_{NB} = 0{,}97 + 0{,}0033 \times IAF \quad (10)$$

$$\varepsilon_0 = 0{,}95 + 0{,}01 \times IAF \quad (11)$$

Foi considerado $\varepsilon_{NB} = \varepsilon_0 = 0{,}98$ quando IAF ≥ 3 e para IVDN < 0. No caso de corpos d'água $\varepsilon_{NB} = 0{,}99$ e $\varepsilon_0 = 0{,}985$ de acordo com proposta de Allen et al. (2002).

A obtenção da temperatura da superfície (Ts) é determinada em função da radiância espectral da banda 6 (termal) e da emissividade termal (equação 10) através da seguinte expressão (Allen et al., 2002):

$$T_s = \frac{K_2}{\ln\left(\frac{\varepsilon_{NB} K_1}{L_{\lambda,6}} + 1\right)} \quad (12)$$

em que K_1= 607,76 W $m^{-2}sr^{-1}\mu m^{-1}$, K_2= 1260,56 W $m^{-2}sr^{-1}$ μm^{-1}, $L_{\lambda,6}$ é a radiância espectral da banda 6, ε_{NB} é a emissividade de cada pixel na porção da banda termal do Landsat 5 – TM.

A figura 1 exemplifica o modelo empregado para a obtenção do NDVI, albedo e temperatura da superfície.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A carta de albedo observada na Figura 2 apresenta uma mudança espaço-temporal significativa ao longo dos anos. No ano de 1985 pode ser observado um intervalo de 0,04 a 0,99, no qual o valor máximo refere-se à presença de nuvens e pode ser visualizado na tonalidade branca, e suas respectivas sombras na tonalidade verde remetem aos menores valores observados. Em 2011 há uma redução brusca em seus valores.

Quanto menor o albedo, maior é a energia retida e logo há o aumento de temperatura. É o que pode ser visto nas imagens cronológicas da área de estudo. As regiões com respostas inferiores, entre 0,10 e 0,20 são as áreas com maior cobertura vegetal e menor quantidade de solo exposto, consequentemente.

Valores mais altos são derivados da forte presença de solo exposto mais claro, o que reflete a intensa atividade agrícola na região. Essa diferença do albedo entre os anos reflete uma intensa mudança no uso do solo, ora vegetado em diversos estágios de desenvolvimento, ora com solo exposto após a retirada da vegetação ou arado. Em 1985 a distribuição espacial do albedo apresentou condições de maior homogeneidade nos valores garantindo um melhor equilíbrio da energia.

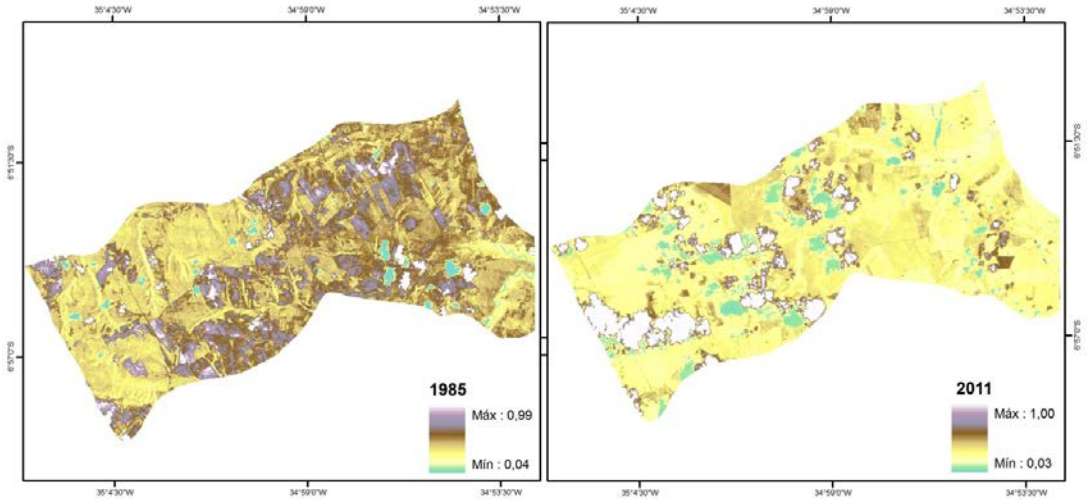


Figura 2: a) Carta de albedo para o ano de 1985; b) Carta de albedo para o ano de 2011.

O Índice de vegetação da diferença normalizada indica a quantidade e as condições da vegetação verde. A Figura 3 apresenta variações ocorridas na cobertura vegetal do solo entre os anos de 1985 a 2011, sendo valores obtidos no intervalo de -0,62 a 0,83m2/m2 para o ano de 1985 enquanto para o ano de 2011 apresentou um intervalo de -0,67 a 0,79. Os valores negativos referem-se à presença de nuvem, a vegetação em maior concentração, conforme intervalo de 0,62 a 0,83. Corroborando com as analises de albedo pode ser confirmado à dinâmica da vegetação e seus níveis de mudança ao longo dos anos.

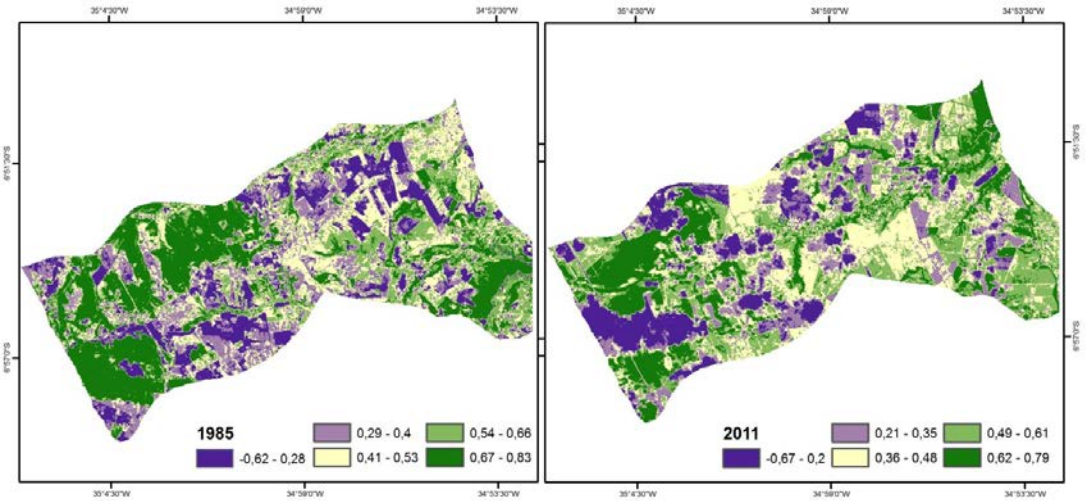


Figura 3: a) Mapa temático do NDVI para o ano de 1985; b) Mapa temático de NDVI para o ano de 2011.

Na Figura 4, no ano de 1985, apesar da concentração de algumas áreas aquecidas existe um maior equilíbrio térmico espacial, a máxima obtida no ano de 1985 foi de 25º C e no ano de 2011 foi de 27º C, o que denota um acréscimo de aproximadamente 2º C. Podem ser descartados os valores negativos das cartas de temperatura, visto a presença de nuvens, com maiores valores de reflexão, como nas cartas de albedo, onde os valores negativos referem-se também a ausência de vegetação.

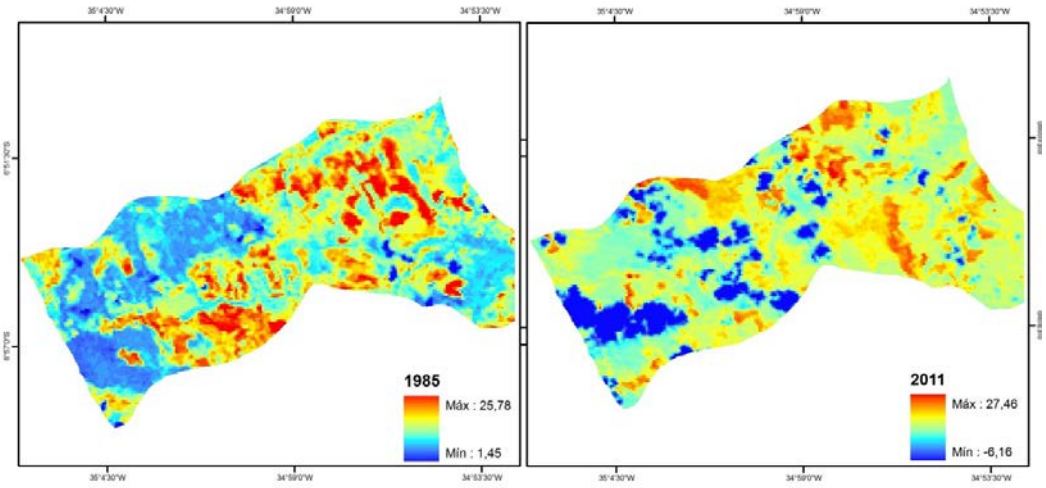


Figura 4: a) Temperatura da superfície na bacia hidrográfica no ano de 1985; b) Temperatura da superfície na bacia hidrográfica para o ano de 2011.

Conforme estudo realizado por Silva e Marcola (2011) a área da bacia hidrográfica do Rio Miriri sofreu drásticas modificações em sua cobertura do solo (Gráfico 1). Já Silva e Marcola (2011) trata de áreas desmatadas, prática de agricultura e solo exposto, principalmente próximo ao litoral, às áreas remanescentes ficaram isoladas em algumas regiões da área em estudo.

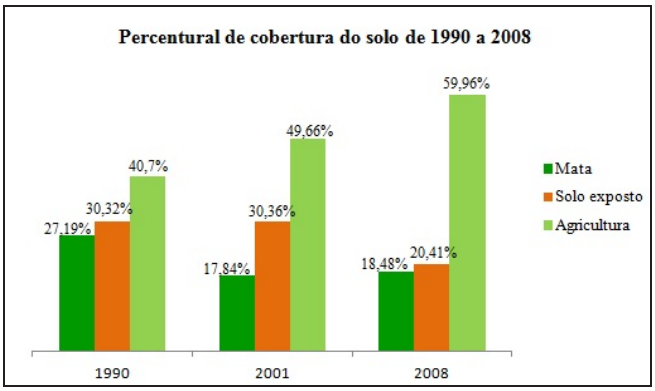


Gráfico1: Percentual de cobertura do solo de 1990 a 2008.

Fonte: Silva e Marcola, (2011)

CONCLUSÕES

1. O estudo comprovou a eficiência da metodologia utilizada para análise das modificações ocorridas na área de estudo no período de 1985 a 2011.

2. Com a análise dos mapas temáticos foi possível identificar as alterações em cada imagem utilizada, e os valores de NDVI, albedo e temperatura da superfície confirmam essas alterações.

3. A necessidade de conservação das áreas de vegetação em uma bacia hidrográfica é fundamental importância para a manutenção das características ambientais da região, garantindo assim a qualidade da água e a conservação dos solos.

REFERÊNCIAS

ALLEN, R.; TASUMI, M.; TREZZA, R. **SEBAL (Surface Energy Balance Algorithms for Land) – Advanced Training and Users Manual** – Idaho Implementation, version 1.0, 2002.

BASTIAANSSEN, W. G. M. (2000). **SEBAL-based sensible and latent heat fluxes in the irrigated Gediz Basin, Turkey**. Journal of Hidrology, v. 229, p. 87-100.

CHANDER, G.; MARKHAM, B. **Revised Landsat-5 TM Radiometric Calibration Procedures and Postcalibration Dynamic Ranges**. IEEE Transactions On Geoscience And Remote Sensing. v. 41. n. 11, 2003.

HUETE, A. R. **A soil adjusted vegetation index – SAVI**. Remote Sensing of Environment, v. 25, p. 295–309, 1988.

NASCIMENTO, F. R. **Caracterização de usos múltiplos dos recursos hídricos e problemas ambientais**. In: Revista ANPEGE, v.7, n.1, p.87-97, out.2011.

SILVA, G.J.F; MARCOLA, M.B. **Avaliação espaço-temporal da cobertura vegetal na bacia hidrográfica do Rio Miriri-PB**. In: Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto- SBRS,Curitiba, PR, Brasil, 2011.

APLICAÇÃO DE LUZ UV SOLAR ASSOCIADA COM PERÓXIDO DE HIDROGÊNIO NO TRATAMENTO DA VINHAÇA

Lays Harumi Morimoto[1], Pedro Miguel Alves Almeida[2], Maria Cristina Rizk[3]

[1] Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – Faculdade de Ciências e Tecnologia, campus de Presidente Prudente. Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Bolsista FAPESP. Endereço: Rua Roberto Simonsen, n. 305, Presidente Prudente-SP. CEP: 19060-900. Contato: lays.morimoto@hotmail.com.

[2] Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – Faculdade de Ciências e Tecnologia, campus de Presidente Prudente. Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Endereço: Rua Roberto Simonsen, n. 305, Presidente Prudente-SP. CEP: 19060-900. Contato: pedro.miguel.aa@hotmail.com.

[3] Professor Assistente Doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – Faculdade de Ciências e Tecnologia, campus de Presidente Prudente. Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Endereço: Rua Roberto Simonsen, n. 305, Presidente Prudente-SP. CEP: 19060-900. Contato: crisrizk@fct.unesp.br.

Resumo

A expansão do setor sucroalcooleiro no Brasil tem ocorrido de maneira bastante significativa nas últimas décadas, com isso, aumentam as preocupações com o meio ambiente devido à crescente geração do principal resíduo da produção de etanol, a vinhaça. Este resíduo apresenta elevadas concentrações de nitrato, potássio e matéria orgânica, de modo que, se disposto de forma inadequada, pode prejudicar as propriedades físicas e químicas do solo e contaminar os recursos hídricos superficiais e subterrâneos, causando grande mortandade de peixes, desabastecimento de água potável, proliferação excessiva de insetos, problemas de saúde pública e desorganização de economias locais dependentes do pescado. Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo estudar um tratamento para a vinhaça, antes do seu descarte no meio

ambiente. O tratamento avaliado utilizou H_2O_2/UV solar, cujos principais resultados obtidos para remoção de cor, turbidez e DQO foram de 41,72; 51,08 e 36,19%, após 120, 180 e 180 minutos de exposição à UV solar, respectivamente, nas concentrações de 27,02; 16,37 e 5,51g.L^{-1} de H_2O_2 e em pH 5,0.

Palavras-chave: vinhaça, poluição ambiental, tratamento.

INTRODUÇÃO

De acordo com o Terceiro Levantamento da Safra de Cana-de-Açúcar 2012/2013 realizado pela Companhia Nacional de Abastecimento (CONAB) em dezembro de 2012, a lavoura de cana-de-açúcar continua em expansão no Brasil e a produção de etanol total foi estimada em 23,62 bilhões de litros para o ano de 2012.

Com o aumento da produção de etanol, cresce também a produção de vinhaça, cujo poder poluente é cerca de cem vezes maior que o do esgoto doméstico e decorre da sua riqueza em matéria orgânica, baixo pH, elevada corrosividade e altos índices de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), além de elevada temperatura na saída dos destiladores. A vinhaça é considerada altamente nociva à fauna, flora, microfauna e microflora das águas doces, além de afugentar a fauna marinha que vem às costas brasileiras para procriação (FREIRE e CORTEZ, 2000 *apud* SILVA *et al*., 2006).

Durante décadas, a vinhaça provocava nos órgãos de controle ambiental e na comunidade científica preocupação quanto a seus impactos ambientais, principalmente nas décadas de 40 e 50, época em que o resíduo era despejado nos mananciais de superfície (prática que à qual se recorreu ainda por muito tempo) e em "áreas de sacrifício" (CORAZZA, 2006).

Na década de 70, o extinto Ministério do Interior proibiu a disposição direta ou indireta da vinhaça em qualquer coleção hídrica, por meio das portarias n° 323, de 29 de novembro de 1978, e n° 158, de 03 de novembro de 1980 a partir da safra de 1979/1980. Entretanto, mesmo após essa proibição, eventos de contaminação de águas superficiais pela vinhaça ainda ocorreram, como em 1984, quando o rompimento de uma barragem de contenção de vinhaça ocasionou o derramamento de 45 mil m³ de vinhaça em um afluente do rio São Francisco. O resultado foi a morte de 300 toneladas de peixe e o prejuízo à população ribeirinha, que sobrevivia da pesca (CORAZZA,

2006). Devido a episódios como esse e à proibição do Ministério do Interior, a fertirrigação foi e tem sido largamente utilizada como destinação final da vinhaça.

Os processos oxidativos avançados (POA) têm tido excelência na degradação da maioria dos compostos orgânicos presentes em efluentes poluídos. Uma das razões para o uso dos POA é devido à incapacidade dos processos biológicos em tratar efluentes altamente contaminados e tóxicos. Sendo assim, os processos fotoquímicos de oxidação avançada, incluindo fotólise e fotocatálise, são atraentes tecnologias de remediação ambiental e estão ganhando cada vez mais importância para a degradação de poluentes orgânicos (MONTASER *et al.,* 2000). Os POA se caracterizam por mineralizar a grande maioria dos contaminantes orgânicos através de reações de degradação que envolvem radicais hidroxilas e são considerados uma alternativa interessante para o tratamento da vinhaça.

Assim, o objetivo deste estudo foi pesquisar a eficiência do POA que combina o peróxido de hidrogênio com irradiação ultravioleta solar (H_2O_2/UV solar) para o tratamento da vinhaça, efluente altamente contaminante e poluente.

MATERIAIS E MÉTODOS

A vinhaça utilizada nos ensaios deste estudo foi coletada numa usina de açúcar e álcool em novembro de 2012, armazenada em galões de 5 litros e conservada a temperatura abaixo de 10ºC até o seu uso.

A sua caracterização foi feita com base nos parâmetros de cor aparente e DQO (APHA, 1998) utilizando-se um espectrofotômetro HACH modelo DR3900. O pH foi determinado no pHmetro HANNA modelo HI 221 e a turbidez no espectrofotômetro HANNA modelo HI 88703. A série de sólidos seguiu a metodologia APHA (1998).

O tratamento da vinhaça consistiu na passagem do efluente em fluxo contínuo com vazão de 25 $mL.min^{-1}$, de modo a favorecer a exposição da amostra à radiação UV e a mistura com H_2O_2, por um reator formado por 6 tubos de vidro borossilicato curvos conectados por mangueiras de silicone, como pode ser observado na Figura 1.



Figura 1 – Reator UV solar acoplado ao reservatório e à bomba propulsora.

Nos ensaios foram testadas 6 concentrações de peróxido de hidrogênio, variando o tempo de exposição à UV e ajustando o pH da vinhaça para 5,0. As variáveis resposta foram eficiência de remoção de cor aparente, turbidez e DQO. O ajuste de pH foi feito solução de hidróxido de sódio 0,5 M.

As concentrações de H_2O_2 e o tempo de exposição à luz UV foram baseadas nos trabalhos de Shu *et al.* (2006) e Vive *et al.* (2012). Assim, as concentrações de peróxido de hidrogênio testadas foram de 2,76; 5,51; 10,97; 16,37; 21,72 e 27,02 $g.L^{-1}$ e os tempos de exposição à radiação UV solar foram de 30, 60, 90, 120, 150 e 180 minutos. Neste trabalho estão apresentados os melhores resultados obtidos pelo tratamento estudado.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da caracterização da vinhaça estão apresentados na Tabela 1.

Com os dados obtidos pela análise físico-química foi possível confirmar o elevado nível de DQO da vinhaça, além dos altos teores de cor e de turbidez, que estão associados principalmente aos sólidos suspensos e aos compostos melanoidinas, respectivamente (GONZÁLEZ *et al.,* 2012), o que confirma o potencial poluente do efluente.

Dessa maneira, a caracterização de alguns parâmetros físico-químicos da vinhaça permite dizer que sua descarga não controlada em corpos d'água pode

prejudicar a penetração de luz e, consequentemente, os processos fotossintéticos essenciais à vida aquática, além de contribuir para o fenômeno da eutrofização, destruindo a flora e a fauna aquática e dificultando o aproveitamento dos mananciais como fonte de abastecimento de água potável.

Tabela 1 – Caracterização do efluente bruto

Parâmetros	Efluente Bruto
Cor Aparente (mg PtCo.L^{-1})	30.200
DQO (mg O_2.L^{-1})	18.900
pH	4,30
Turbidez (NTU)	2.520
Sólidos Suspensos Totais (mg.L^{-1})	1.292
Sólidos Suspensos Fixos (mg.L^{-1})	365
Sólidos Suspensos Voláteis (mg.L^{-1})	927
Sólidos Dissolvidos Totais (mg.L^{-1})	10.920
Sólidos Dissolvidos Fixos (mg.L^{-1})	2.672
Sólidos Dissolvidos Voláteis (mg.L^{-1})	8.230
Sólidos Totais (mg.L^{-1})	1.2195
Sólidos Totais Fixos (mg.L^{-1})	3.037
Sólidos Totais Voláteis (mg.L^{-1})	9.157

A Tabela 2 mostra os melhores valores de remoção dos parâmetros resposta obtidos nos ensaios realizados.

Pode-se dizer que em função de não ter havido um tratamento prévio da vinhaça para retirar os sólidos em suspensão, que interferem na absorção de radiação UV pelo efluente, houve uma remoção satisfatória dos parâmetros estudados.

Acredita-se que o *design* do reator e o tempo total de análise favorecem a remoção de turbidez e cor, parâmetros fortemente associados à quantidade de sólidos totais da amostra.

Tabela 2 – Melhores valores de remoção dos parâmetros resposta

Parâmetro de remoção	Taxa de remoção (%)	Concentração de H_2O_2 ($g.L^{-1}$)	Tempo de exposição à UV (minutos)
DQO	36,19	5,51	120
	25,76	2,76	90
	25,22	10,96	180
Cor Aparente	41,72	27,02	180
	40,76	16,37	180
	38,69	21,72	180
Turbidez	51,08	16,37	180
	48,96	21,72	150
	48,58	27,02	180

Os resultados obtidos com esse estudo indicam que o tratamento analisado apresenta forte potencial para despoluir a vinhaça, tornando o seu descarte menos nocivo ao ambiente e, principalmente, às águas. Entretanto, alguns ajustes seriam necessários para aumentar a capacidade de remoção do tratamento, como um tratamento prévio para remover os sólidos suspensos que causam o espalhamento da luz UV e diminuem a eficiência desse POA (SHU *et al*., 2006).

O parâmetro resposta que obteve maior taxa de remoção foi a turbidez, seguido pela cor aparente, essas altas taxas de remoção provavelmente estão relacionadas aos sólidos em suspensão que decantaram e aos compostos que foram degradados durante a análise, resultando em elevadas remoções.

A remoção de DQO não alcançou valores tão altos, provavelmente devido à interferência dos sólidos em suspensão.

CONCLUSÃO

A literatura e os resultados do presente estudo comprovaram o caráter poluente da vinhaça, evidenciando a necessidade de um tratamento adequado para este resíduo, principalmente antes de seu despejo em corpos d'água.

Os valores de remoção alcançados foram significativos, sendo que as maiores remoções de DQO ocorreram nas menores concentrações de peróxido de hidrogênio e

as maiores remoções de cor aparente e turbidez aconteceram nas maiores concentrações de peróxido de hidrogênio.

A utilização de radiação UV solar como fonte energética para desencadear os processos químicos torna este tratamento economicamente atraente, considerando que o gasto de energia representa um alto custo para um tratamento.

Em síntese, o tratamento da vinhaça por H_2O_2/UV solar apresenta-se como um processo limpo e não seletivo, de interessante valor econômico e atrativo para a degradação de contaminantes orgânicos não biodegradáveis em efluentes industriais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington D.C., 20th ed, 1998.

Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento de safra brasileira: cana-de-açúcar,** terceiro levantamento, dezembro/2012 - Companhia Nacional de Abastecimento. – Brasília: Conab, 2012.

CORAZZA, R. I.; **Impactos ambientais da vinhaça: controvérsias científicas e *lock-in* na fertirrigação** In: *Congresso da SOBER* ―Questões Agrárias, Educação no Campo e Desenvolvimento, 23 a 27 de Julho de 2006, Fortaleza.

GONZÁLEZ, V. R.; MAYER, J. G.; SEIJAS, N. R.; VARALDO, H. M. P. **Treatment of mezcal vinasses: A review**. *Biotechnology,* v. 157, p. 524–546, 2012.

MONTASER Y.; GHALY, G. H.; ROLAND, M.; ROLAND H. **Photochemical oxidation of p-chlorophenol by UV/H_2O_2 and photo-Fenton process. A comparative study.** *Waste Management*, London, v. 21, p. 41-47, 2000.

SHU, H. Y.; CHANG, M. C.; HSIEH, W. P**. Remedy of dye manufacturing process effluent by UV/H2O2 process**. *Hazardous Materials*, v. 128, p. 60–66, 2006-a.

SILVA, M. A. S.; GRIEBELER, N. P.; BORGES, L. C.; **Uso de vinhaça e impactos nas propriedades do solo e lençol freático.** *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental*, Campina Grande, PB, v.11, n.1, p.108–114, 2007.

VIVE, V. A.; RIZK, M. C.; ORTOLAN, A. V. S. **Remoção da DQO da vinhaça utilizando H2O2/UV em diferentes valores de pH.** *Fórum Ambiental da Alta Paulista*, v. 8, n. 12, p. 292-296, 2012.

IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS DECORRENTES DOS DIFERENTES USOS DO RIO CHUMUCUI

Igor Padilha Souza
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará– Campus Bragança.
E-mail: igorsouza_21@yahoo.com.br

Milena de Nazaré da Silva Santos
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – Campus Bragança. E-mail: milenasantos45@yahoo.com.br

Alessandra Damasceno de Almeida
Estudante de licenciatura e bacharelado, pela Universidade Federal do Pará – Campus Marabá. E-mail: alessa.da@hotmail.com

Marcos Ronielly da Silva Santos
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – Campus Bragança.
E-mail:mronielly@yahoo.com.br

RESUMO

Este trabalho faz uma análise dos impactos socioambientais sobre um dos maiores recursos hídricos que abastece o município de Bragança-Pará, o rio Chumucui. Seus diversos usos e manipulações visando diagnosticar os impactos decorrentes desse processo ao longo do rio. Para realização da pesquisa foram feitas coletas em campo, com a utilização do aparelho de GPS e entrevistas dos usuários locais e moradores próximos. De acordo com os resultados obtidos verificou-se o alto grau de degradação, bem como a falta de gerenciamento e distribuição da água. Observou-se também o perigo latente causado pela proximidade desse recurso hídrico com o deposito de lixo da cidade, onde se pôde visualizar a falta de proteção no ponto de captação de água para o

abastecimento. Neste contexto infere-se a inserção de projetos e ações que minimizem tais impasses ambientais.

Palavras-chave: Recurso Hídrico, Abastecimento e Degradação Ambiental.

INTRODUÇÃO

A água é um bem de domínio público, um recurso natural limitado, dotado de função social, valor econômico e tem como uso prioritário o consumo humano e animal. e possibilita a ocorrência de diversos processos necessários à manutenção de vida na terra. Possui diferentes usos que perpassam a função domiciliar até industrial, atualmente com o capitalismo, sua utilidade vem se diversificando cada vez mais e promovendo a degradação, mediante as diversas situações de descaso social cresce as preocupações aliadas a este bem natural.

Aproximadamente 97% de toda água concentrado no planeta está disposta no oceano, 2.5% encontra-se nos continente e menos de 0,1% constituem na atmosfera terrestre (SILVA, 2009). O Brasil contém cerca de 20% de toda a água doce do planeta, sendo destes 72% dos mananciais estão presentes na região Amazônica, demonstrando a abundância de água, porém a preocupação está com a degradação e não com a escassez. Percebe-se que a água contaminada não pode ser considerada recurso, pois não possui fins produtivos para os seres vivos, perdendo seu valor.

Neste contexto é notório que a maioria das cidades da região amazônica extrai dos recursos hídricos seu abastecimento de água. Os mesmos são compreendidos como fontes de valor econômico essencial para a sobrevivência e desenvolvimento dos seres vivos (KOBIYAMA; MOTA; CORSEUI, 2008). Uma questão peculiar quanto ao uso dos recursos hídricos refere-se àqueles encontrados em áreas periurbana, que também são explorados de forma irregular; além de parte da mata ciliar ser destruída para a realização de atividades como agricultura e pecuária.

As matas ciliares guardam íntima relação com a quantidade e o comportamento da água existente nos sistemas hidrográficos, controlando por um lado à vazão evitando assim o assoreamento dos mananciais, e por outro a estabilidade dos fluxos hídricos. (FRANCO, 2005). A preservação e a recuperação das matas ciliares, aliadas às práticas de conservação e ao manejo adequado do solo, garantem a proteção de um dos principais recursos naturais existentes: a água (RIZZO, 2005).De acordo com o Código

Florestal Brasileiro instituído pela Lei Federal n° 4.771 de 1.965, refere-se à proteção das águas e dos solos, ou seja, florestas consideradas áreas de preservação permanente (APPs), como um bem de interesse comum do povo, devem ser mantidas como perenes não removidas ou utilizadas, salvo exceções legais.

MATERIAL E MÉTODO

A pesquisa foi desenvolvida na cidade de Bragança/Pará que esta situada no nordeste paraense, ficando 210 km de distância da capital do estado. O município possui uma área de 2.092 km^2 com uma população de 113, 227 mil habitantes (IBGE, 2010). O rio analisado encontra-se na rodovia Augusto Montenegro, região periurbana da cidade.

A metodologia desenvolvida nesta pesquisa deu-se em três etapas, com o levantamento bibliográfico, visita em campo e sistematização dos dados, possibilitando assim a caracterização ambiental ao longo do rio estudado e caracterizarmos de forma precisa as APPS.

Assim esquematicamente pode-se descrever a metodologia, na figura 01:

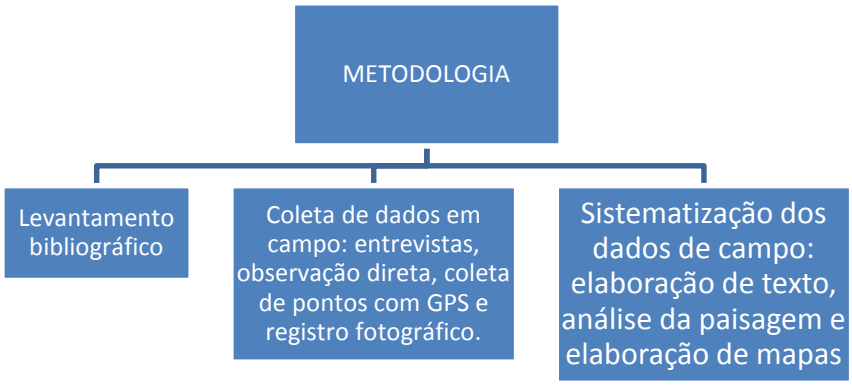


Figura 01: Perfil esquemático da metodologia utilizada. Fonte: SILVA

RESULTADO E DISCUSSÃO

Os recursos hídricos têm um importante papel na formação de inúmeras cidades da Amazônia, no entanto a ocupação irregular e o mau uso desses recursos acarretam sérios problemas ambientais, muitos deles sendo irreversíveis. A falta de planejamento urbano aliado a grandes ações da sociedade tem impactado esses ambientes, considerados essenciais para a manutenção da vida.

A cidade de Bragança vive essa realidade, pois os recursos hídricos têm sofrido com o aumento populacional e crescimento desordenado em áreas de proteção permanentes. Exemplo disto é que outrora o abastecimento hídrico era captado no rio principal que corta a cidade, no entanto houve uma grande concentração de resíduos, moradias e assoreamento nas margens do rio, problemas que tornaram a água imprópria para o consumo

Mediante ao exposto a Companhia de Saneamento Básico do Pará (COSANPA), ratificou a escolha do rio chumucui para ser a principal fonte de obtenção publica de água na cidade. Todavia apesar do rio se encontrar em uma zona periurbana ele esta exposto a muitos agentes de impactos ambientais como: a utilização deste rio para balneário, presença de um lixão nas proximidades e o desmatamento da mata ciliar, que interferem na qualidade de água distribuída a população local.

Os resultados obtidos foram decorrentes da coleta um ponto de GPS registrando o local de captação de água da cosanpa no rio chumucui (Figura 02). Cabe ressaltar que os equipamentos de extração da água ficam próximos a áreas de lazer sem a devida proteção, confirmando assim que a os impactos ambientais do rio chumucui afetam diretamente a captação de água, precisando de intervenção de políticas públicas locais.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

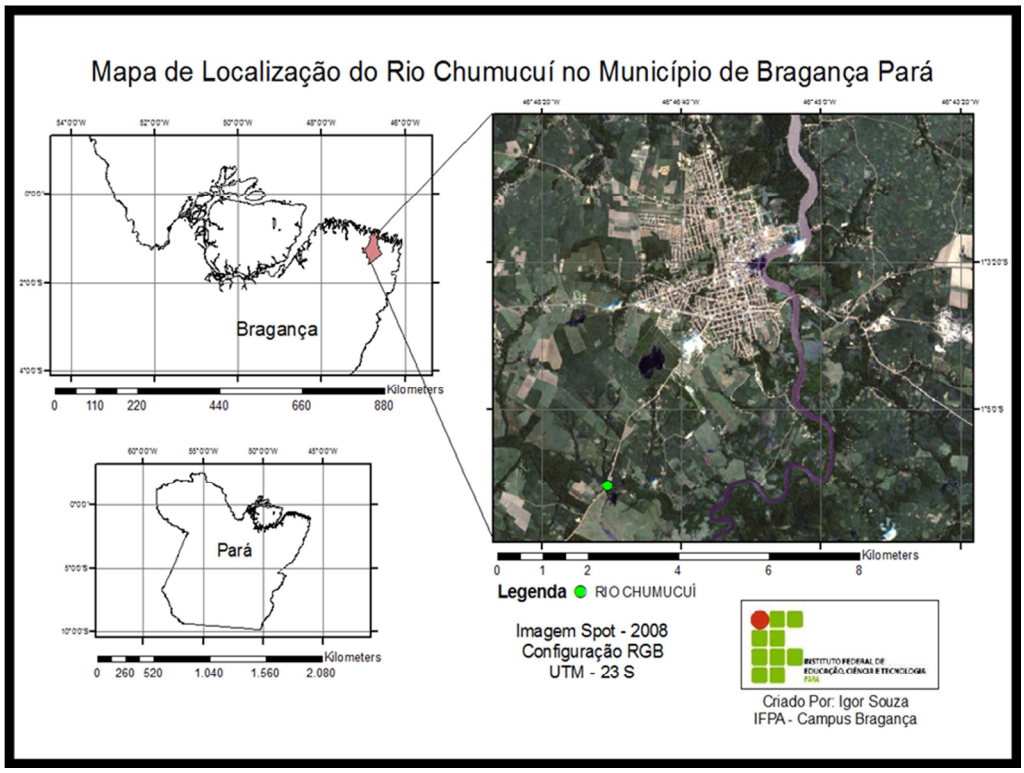


Figura 02: Mapa da fonte de captação de água em Bragança. **Fonte:** Laboratório de Geografia – IFPA Bragança

Na margem do rio foram encontrados muitos resíduos como: garrafas, papel, e plásticos provenientes da utilização do mesmo por moradores e banhistas. Vale ressaltar também o acumulo de matérias orgânicas oriundas das atividades de limpeza que muitas mulheres fazem no local. Essas atividades como a lavagem de roupas, utensílios e ate animais acabam por impactar o recurso natural implicando na qualidade de água distribuída.

Outro grande impacto identificado foi a desmatamento da mata ciliar, para a implantação das maquinas e tubos que captam água sendo possível visualizar as margens do rio sem cobertura vegetal (figura 03). Neste ínterim torna-se pertinente aos órgãos públicos o maior cuidado com o recurso hídrico que abastece a cidade, pois esses impactos não sanados poderão se intensificar levando a supressão total do corpo d'água.



Figura 03: Deterioração da Mata Ciliar. **Fonte:**Igor Souza

Dentro da política nacional de recursos hídricos na lei nº 9.433 de 08/01/97 especifica a idéia de que "a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades", mostrando dessa forma que a importância para uma boa qualidade de serviço está na atuação da prefeitura frente ao órgão de abastecimento hídrico do município e que a comunidade como um todo possui plenos direitos de atuar nesse processo de fiscalização e reivindicação por uma qualidade de abastecimento.

CONCLUSÃO

1. Ausência de fiscalização e de política pública.
2. Níveis elevados de degradação, expresso por meio do desmatamento da mata ciliar, ocasionando o assoreamento do rio chumucuí.
3. Implantação de um processo de educação ambiental para os moradores da região para que possam agir como avaliadores das condições ambientais do rio.
4. Estudo de influência da área do lixão municipal com relação ao rio chumucuí.

5. O crescimento populacional e consequentemente o aumento da cidade foram de grande valia para que a COSANPA viesse implantar seus maquinários nessa região.

BIBLIOGRAFIA

FRANCO, J.G. de O. **Direito ambiental mata ciliares: conteúdo jurídico e biodiversidade.** Curitiba: Juruá, 2005 192p

KOBIYAMA, M; MOTA, A de A; CORSEUI, C. W. **Recursos hídricos e saneamento** – 1ª ed. Curitiba, 2008.

RIZZO, M. R. **Desrespeito deixa rio sem as matas ciliares.** Jornal A Tribuna. Jales, 14 de ago. de 2005, caderno principal, p. A-3

SILA,C. A.da.**Apontamentos teóricos para uma geografia econômica dos recursos hídricos – MG**. São Paulo: USP, 2009.

<http://www.ibge.com.br>, Acesso em: 04 de janeiro de 2013 às 14hs.

<http://www.planalto.gov.br> Acesso em: 04 de Janeiro de 2013 ás 17hs.

APLICAÇAO DOS BIOSSURFACTANTES NA REMOCAO DE CONTAMNANTES EM AGUA MARINHA

[A] Resultados Parciais do projeto de pós-doutorado. Financiamento: CAPES-FACEPE, TERMOPE.

Juliana Moura de Luna[1], Raquel Diniz Rufino[1], Leonie Asfora Sarubbo[2]

[1]Pós-Doutorandas (PNPD), UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP [Rua do Príncipe, 526, CEP 51.021-040, julianamouraluna@gmail.com]. Bolsistas CAPES/FACEPE. [2]Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP.

Resumo

A produção de biossurfactante tem sido intensivamente estudada nos últimos anos, uma vez que estes agentes são biodegradáveis e possuem aplicação em diversos setores industriais, além de serem ecologicamente compatíveis e promissores na remoção de poluentes hidrofóbicos em ambientes marinhos e terrestres. Dessa forma, o objetivo desse trabalho foi determinar a toxicidade dos biossurfactantes produzidos por *Candida sphaerica* (L) e *Candida lipolytica* (R), utilizando concentrações dos biossurfactantes (1/2CMC, CMC e 2xCMC) foram utilizadas para testes de toxicidade para diferentes sementes de hortaliças e o micro-crustáceo *Artemia salina*. Testes utilizando água do mar suplementada ou não com petróleo foram realizados para determinar o comportamento da microbiota autóctone frente a diferentes concentrações dos biossurfactantes. Os resultados obtidos demonstraram que os biossurfactantes L e R, independente das concentrações utilizadas, não apresentaram toxicidade frente às diferentes sementes utilizadas, ao micro-crustáceo e a microbiota autóctone da água do mar coletada da região do Porto de SUAPE/PE. Valores acima de 80% foram observados para o Índice de Germinação (IG) das sementes. Os biossurfactantes apresentaram resultados promissores para aplicação na remediação de ambientes aquáticos contaminados por petróleo.

Palavras-chave: Biossurfactantes, *Candida sphaerica*, *Candida lipolytica*

Introdução

As refinarias são grandes geradoras de poluição. Elas consomem enormes quantidades de água e de energia, produzem muitos despejos líquidos, liberam diversos gases nocivos para a atmosfera e produzem resíduos sólidos de difícil tratamento e disposição. Em decorrência de tais fatos, a indústria de refino de petróleo, pode ser, e é muitas vezes, uma grande degradadora do meio ambiente, pois tem potencial para afetar o mesmo em todos os níveis ecológicos: ar, água e solo (GONZINI et al., 2010).

A contaminação por petróleo e derivados normalmente é tratada através de metodologias físicas, químicas ou biológicas. Entretanto, as novas diretrizes de recuperação de águas e solos têm restringido o uso de produtos químicos (MUTHUSAMY et al., 2008). Dentre as técnicas de remediação disponíveis, a biorremediação tem se destacado, embora a solubilidade reduzida dos hidrocarbonetos dificulte o acesso dos microrganismos e a conseqüente biodegradação do poluente (CALVO et al., 2009).

A utilização de compostos surfactantes torna-se uma alternativa atrativa na remoção de contaminantes hidrofóbicos gerados pela indústria de petróleo (LUNA et al., 2013). Os surfactantes são compostos anfipáticos que se particionam, preferencialmente, na interface entre fases fluidas com diferentes graus de polaridade, apresentando várias aplicações industriais (RUFINO et al., 2011). A grande maioria dos surfactantes disponível comercialmente é sintetizada a partir de derivados de petróleo. Entretanto, a necessidade de preservação ambiental e as legislações de controle do ambiente têm levado pesquisadores à procura por produtos naturais como alternativas aos produtos existentes. Nesse contexto, destacam-se os surfactantes de origem microbiológica, os biossurfactantes, produzidos principalmente por bactérias e leveduras (CORTIS; GHEZZEHEI, 2007).

Neste sentido, os biossurfactantes produzidos por *Candida sphaerica* (L) e *Candida lipolytica* (R) foram submetidas a testes de toxicidade, para avaliar a possível aplicação na biorremediação de ambientes contaminados por poluentes hidrofóbicos.

MATERIAL E METODOS

Micro-organismos: as leveduras *Candida sphaerica* (UCP 0995) e *Candida lipolytica* (UCP 0998) foram utilizadas como microorganismos produtores dos biossurfactantes.

Meios de Produção: para a produção do biossurfactante de *C. sphaerica* (Biossurfactante L) foi utilizado o meio contendo 9% de resíduo de refinaria de óleo de soja e 9% do resíduo milhocina (LUNA et al., 2011). A produção do biossurfactante de *C. lipolytica* (Biossurfactante R) foi realizada em meio mineral suplementado com 6% de resíduo de refinaria de óleo de soja e 1% ácido glutâmico (RUFINO et al., 2010).

Produção dos biossurfactantes: foi realizada sob agitação orbital de 200 rpm, à temperatura de 27ºC. O biossurfactante L foi produzido durante 144 horas, enquanto que o biossurfactante R foi obtido após 72 horas.

Teste de fitotoxicidade: a fitotoxicidade dos biossurfactantes foi avaliada em ensaio estático através da germinação da semente e do crescimento da raiz de repolho (*Brassica oleracea*), de acordo com (TIQUIA et al., 1996). Soluções teste dos biossurfactantes isolados foram preparadas em água destilada em diferentes concentrações (1/2CMC, CMC, 2x CMC). No decorrer de cinco dias de incubação no escuro, a germinação das sementes, o crescimento da raiz (≥ 5 mm) e o índice de germinação (IG) foram calculados.

Teste de toxicidade com *Artemia salina:* a toxicidade dos biossurfactantes isolados foi avaliada utilizando-se larvas de camarão (micro-crustáceo *Artemia salina*) como indicador. As larvas foram usadas após 24 horas de incubação. Soluções dos biossurfactantes em sal marinho sintético (33 mg/L) em diferentes concentrações (1/2xCMC, 1xCMC, 2xCMC) foram usadas (SILVA et al., 2010). O sal marinho sintético foi utilizado como controle.

Aplicação do biossurfactante como agente de biorremediação: as determinações microbiológicas para avaliar o potencial dos biossurfactantes como agentes de biorremediação foram realizadas segundo as normas oficiais do Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 1998). Inicialmente coletaram-se amostras de água do mar (220 mL). Em seguida, 1% de petróleo foi adicionado aos frascos, juntamente com soluções dos biossurfactantes isolados (1/2CMC, CMC e 5x CMC), os quais foram incubados a 150 rpm durante 1, 5, 12, 20 e 30 dias a 27ºC. Nos

intervalos de tempo estabelecidos realizaram-se amostragens das soluções para contagem de micro-organismos pela técnica do Número Mais Provável (NMP). Diluições decimais foram realizadas (1/10 e 1/1000) com as amostras utilizando água de diluição tamponada a pH 7,2.

RESULTADOS E DISCUSSAO

Teste de fitotoxicidade

O índice de germinação (IG), que combina as medidas da germinação relativa das sementes e o crescimento relativo das raízes foi utilizado para avaliar a toxicidade dos biossurfactantes R e L frente a diferentes sementes *Brassica oleracea var. Captata* L.- Coração de Boi (1), *Brassica oleracea var. Captata* L.-Chato de Quintal (2), *Lactuca sativa* L., *Solanum gilo*. A tabela 1 apresenta os resultados de fitotoxicidade para o biossurfactante R produzido por *Candida lipolytica.*

Considerando que um IG de 80% tem sido utilizado como indicador da ausência da fitotoxicidade (TIQUIA et al., 1996), os resultados obtidos indicaram que as soluções testadas não apresentaram efeito inibitório sobre a germinação das sementes e sobre o elongamento das raízes do *Brassica oleracea var. Captata* L.- Coração de Boi (1), uma vez que IG de 136% foi obtido para a solução do biossurfactante isolado na maior concentração utilizada 2xCMC (60 mg/L). Os testes realizados para a semente do *Brassica oleracea var. Captata* L. - Chato de Quintal (2) apresentaram valores de IG de 113%, 108,9% e 84% para as concentrações de 1/2CMC, CMC e 2xCMC, respectivamente. O *Solanum gilo* apresentou um IG de 112,5% quando testado frente à concentração de 2xCMC, já o *Lactuca sativa* L. obteve valores de 86% e 87% para as concentrações de CMC e 2xCMC, respectivamente.

Tabela 1 – Resultados do Teste de fitotoxidade do biossufactante R

Sementes/Concentração	1/2CMC			CMC			2XCMC		
	%G	%CR	IG	%G	%CR	IG	%G	%CR	IG
Brassica oleracea var. Captata L. (1)	70	4,3	27	50	62	70	75	167	136
Brassica oleracea var. Captata L. (2)	70	161	113	90	121	108,9	100	84	84
Solanum gilo	100	65	65	89	80	72	100	112,5	112,5
Lactuca sativa L.	90	85	76,5	90	95,3	86	100	87	87

A tabela 2 apresenta os resultados de fitotoxicidade para o biossurfactante L produzido por *C. sphaerica.* Os resultados obtidos apresentaram IG de 165%, 220% e 238% para o *Brassica oleracea var. Captata* L. - Coração de Boi (1), 131%, 102% e 95% para o *Brassica oleracea var. Captata* L -.Chato de Quintal (2), 100%, 120% e 150% para o *Solanum gilo*, 125%, 138% e 1675 para o *Lactuca sativa* L., nas concentrações de ½ CMC, CMC e 2xCMC respectivamente. Foi possível visualizar, também, o crescimento de raízes primárias e secundárias para todas as soluções testadas para o biossurfactante L.

Tabela 2 – Resultados do Teste de fitotoxidade do biossufactante L

Sementes/Concentração	1/2CMC			CMC			2XCMC		
	%G	%CR	IG	%G	%CR	IG	%G	%CR	IG
Brassica oleracea var. Captata L. (1)	100	165	165	100	220	220	100	238	238
Brassica oleracea var. Captata L.(2)	100	131	131	100	102	102	100	95	95
Solanum gilo	100	100	100	100	120	120	100	150	150
Lactuca sativa L.	100	125	125	100	138	138	100	167	167

Teste de toxicidade com *Artemia salina*

Os biossurfactantes R e L não apresentaram toxicidade frente ao micro-crustáceo *Artemia salina* independentes das concentrações utilizadas (1/2 CMC, CMC e 2xCMC).

Em estudos realizados por (SILVA et al., 2010) para o biossurfactante produzido por *Pseudomonas aeruginosa* os testes de toxicidade frente à *Artemia salina* demonstraram que o biossurfactante provocou 100 e 50% de letalidade quando testado em elevadas concentrações, de 700 e 525 mg/L, respectivamente, enquanto que não houve letalidade para as demais concentrações testadas nem para o líquido metabólico livre de células.

Aplicação dos biossurfactantes como agentes de biorremediação

Os resultados apresentados nas Figuras 1 e 2 demonstraram que os biossurfactantes R e L atuaram como agentes solubilizantes do petróleo presente nos cultivos, visto que as bactérias autóctones apresentaram um aumento no seu crescimento durante os 30 dias de cultivo. O que pode estar relacionado à facilitação de acesso nutricional das bactérias ao petróleo existente nos meios.

No controle contendo apenas água do mar pode-se observar que a fase de declínio das bactérias ocorreu em torno dos 5 dias de cultivo. Já para os biossurfactantes R e L após os 5 dias de cultivo observou-se um aumento na quantidade de células viáveis, fazendo com que a fase de declínio ocorresse apenas após 12 dias.

Os resultados dos testes de aplicação dos biossurfactantes R e L como agentes de biorremediação mostram que quanto maior a concentração dos biossurfactantes maior o crescimento das bactérias autóctones presentes na água do mar.

Figura 1 – Desenvolvimento de bactérias autóctones da água do mar frente a diferentes concentrações do biossurfactante R com petróleo

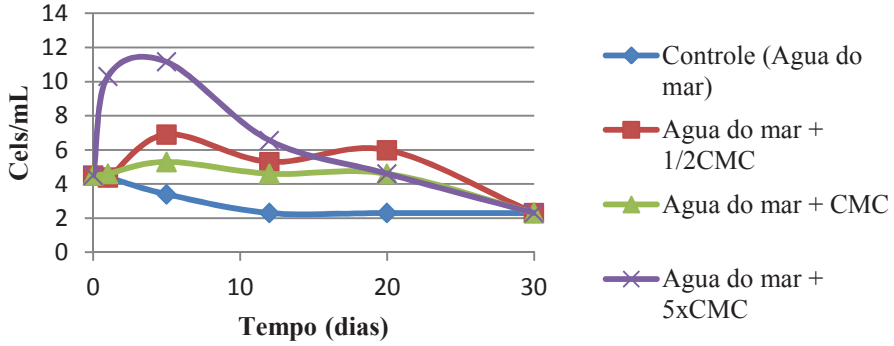
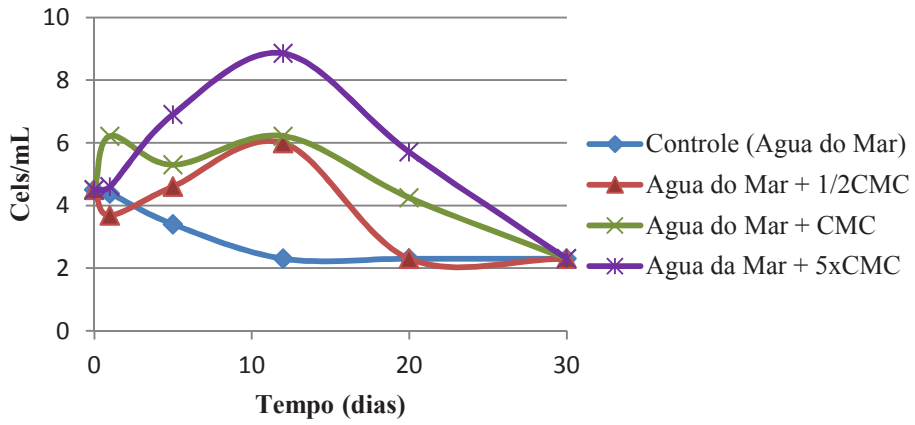


Figura 2 – Desenvolvimento de bactérias autóctones da água do mar frente a várias concentrações do biossurfactante L com petróleo



CONCLUSÃO

1 Os resultados obtidos demonstraram que os biossurfactantes L e R, independente das concentrações utilizadas, não apresentaram toxicidade frente às diferentes sementes utilizadas e ao micro-crustáceo e a microbiota autóctone da água do mar coletada da região do Porto de SUAPE/PE.

2 Os biossurfactantes apresentaram resultados promissores para aplicação na remediação de ambientes aquáticos contaminados por petróleo.

REFERÊNCIAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.* 18. ed., Washington: APHA, 1998.

CALVO, C.; MANZANERA, M.; SILVA-CASTRO,G.A.; UAD, I.; GONZÁLEZ-LOPÉZ, J. Application of Bioemulsifiers in Soil Bioremediation Processes: Future Prospects. **Science Of The Total Enivironment,** v. 407, p.3634-3640, 2009.

CORTIS, A.; GHEZZEHEI, T. A. On the transport of emulsions in porous media. **Journal of Colloid and Interface Science,** v. 313, p. 1-4, 2007.

GONZINI, O.; PLAZA, A.; DI PALMA, L.; LOBO, M. C. Electrokinetic remediation of gasoil contaminated soil enhanced by rhamnolipids. **Journal of Applied Electrochemistry,** p. 1239-1248, v. 40, 2010.

LUNA, J.M.; RUFINO, R.D.; ALBUQUERQUE, C.D.C.; SARUBBO, L.A.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Economic optimized medium for tenso-active agent production by *Candida sphaerica* UCP0995 and application in the removal of hydrophobic contaminant from sand. **International Journal of Molecular Sacience**, v. 12, p. 2463- 2476, 2011.

LUNA, J. M., RUFINO, R. D., SARUBBO, L. A., CAMPOS-TAKAKI, G. M., Characterization, surface properties and biological activity of a biosurfactant produced from industrial waste by *Candida sphaerica* UCP0995 for application in the petroleum industry. **Colloids and surface B: Biointerfaces**, p. 36, 2013.

MUTHUSAMY, K.; GOPALAKRISHNAN, S.; RAVI, T,K.; SIVACHIDAMBARAM, P. Biosurfactants: properties, commercial production and application. **Current Science,** v. 94, p. 736-747, 2008.

RUFINO, R.D. Produção otimizada do biossurfactante Rufisan por *Cândida lipolytica* e aplicações biotecnológicas, Tese. Universidade Federal de Pernambuco, Doutorado em Biologia de Fungos. 156 p. 2010

RUFINO, R.D.; RODRIGUES, G.I.B.; CAMPOS-TAKAKI, G.M.; SARUBBO, L.A.; FERREIRA, S.R.M. Application of a Yeast Biosurfactant in the Removal of Heavy Metals and Hydrophobic Contaminant in a Soil Used as Slurry Barrier. **Applied and Environmental Soil Science,** v. 2011, p.1 - 7, 2011.

SILVA, S.N.R.L., FARIAS, C.B.B., RUFINO, R.D., LUNA, J.M., SARUBBO, L.A. Glycerol as substrate for the production of biosurfactant by *Pseudomonas aeruginosa* UCP0992. **Colloids and Surfaces. B, Biointerfaces**, v.79, p.174 - 183, 2010.

TIQUIA, S.M.; TAM, N.F.Y.; HODGKISS, I.J. Effects of composting on phytotocicity of spent pig-manure sawdust litter. **Environmental Pollution**, v.93, p. 249-256, 1996.

DETECÇÃO DE MICRORGANISMOS EM ÁGUA NA CIDADE DE GOIÂNIA.[1]

Ludimila Aparecida Cavalcante Wosnjuk Carvalho[2]; Hugo Delleon Silva[3]; Sônia de Fátima Oliveira Santos[4]; Marco Tulio Antônio Garcia-Zapatta[5]

[1] Trabalho de revisão bibliográfica das produções e pesquisas realizadas pela equipe de pós-graduandos do Laboratório de Diagnóstico Genético e Molecular – Instituto de Ciências Biológicas – em parceria com o Núcleo de Pesquisas de Agentes Emergentes e Re-ermergentes – Instituto de Patologia Tropical e Saúde Pública – da Universidade Federal de Goiás.

[2] Mestranda em Ciências da Saúde – Universidade Federal de Goiás [e-mail: lwosnjuk@gmail.com] (Bolsista do CNPq) – Autora correspondente

[3] Doutorando em Ciências da Saúde – Universidade Federal de Goiás (Bolsista do CNPq)

[4] Doutora em Ciências da Saúde – Universidade Federal de Goiás

[5] Orientador do Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde – Universidade Federal de Goiás.

RESUMO

A água é um bem de importância vital e influência na qualidade de vida desenvolvimento do ser humano. É também uma disseminadora de patógenos. Assim sendo, estudos referentes a qualidade da água são de extrema importância para saúde pública.

Os indicadores usados para determinar a qualidade da água são restritos a certos grupos de patógenos, com a suposição de que a ausência destes represente também a ausência de demais microrganismo. Estudos realizados pela equipe de pós-graduandos do LDGM/UFG e NUPEREME/UFG mostram que microrganismos do tipo emergentes e reermegentes vêm sendo detectados em amostras de águas fluviais e também de águas tratadas. O presente artigo tem como objetivo apresentar os resultados dos últimos anos de pesquisa, mostrando a presença desses patógenos em amostras de águas ambientais como também de águas tratadas.

Foram encontrados *Helicobacter pylori*, Helmintos, *Adenovírus* e *Cryptosporidum spp.* nas águas dos rios que abastecem a cidade de Goiânia.

Palavras-chave: qualidade da água, saúde, microbiologia ambiental.

INTRODUÇÃO

A água tem influência direta sobre a saúde, à qualidade de vida e o desenvolvimento do ser humano. A disponibilidade de água pura é uma condição indispensável para a vida e mais que qualquer outro fator, está intrinsecamente ligado à qualidade de vida. Portanto, o entendimento de como a água e a saúde estão relacionados permitirá a tomada de decisões com mais efetividade e impacto (SANTOS, 2012).

Os agentes infecciosos encontrados com mais frequência nas águas destinadas ao consumo distribuem-se dentro de um amplo grupo: bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Esses agentes infecciosos derivam principalmente de pessoas infectadas e de outros animais de sangue quente, que inquestionavelmente poluem a água (GOMES, PACHECO, FONSECA, et al., 2002, HLAVASA, WATSON e BEACH, 2005). No Brasil esta contaminação das águas superficiais e subterrâneas por patógenos é crescente (HLAVSA WATSON e BEACH, 2005). A contaminação dos recursos hídricos constitui um fator de risco para a saúde pública (SANTOS, 2012).

Os indicadores empregados para avaliar a qualidade da água têm sido itens de controvérsia há mais de 50 anos (Rose *et al.* 2006). As bactérias geralmente são utilizadas como microrganismos de escolha no monitoramento microbiológico da água (Hsu *et al.* 2007), para tal, normalmente utilizam-se às bactérias heterotróficas e coliformes (Lee & Kim 2002). Porém os demais patógenos podem passar despercebidos pelas técnicas de controle de qualidade da água. Várias pesquisas vêm sendo desenvolvidas com relação às águas de abastecimento, e acompanham as mudanças de paradigmas de controle de qualidade da mesma em razão da preocupação com a presença potencial de patógenos (MULLER, 1999; KONEMAN et al, 2001; SMITH, ROBETSON, ONGERTH, 1995).

O presente trabalho objetiva, através de uma revisão de trabalhos realizados pela equipe de pós-graduandos do Laboratório de Diagnóstico Genético e Molecular –

Instituto de Ciências Biológicas – em parceria com o Núcleo de Pesquisas de Agentes Emergentes e Re-ermergentes – Instituto de Patologia Tropical e Saúde Pública – da Universidade Federal de Goiás, demonstrar a presença desses patógenos, que podem estar passando despercebidos justamente por não se correlacionarem com a presença de bactérias heterotróficas e coliformes.

MATERIAL E MÉTODOS

DETECÇÃO DE *Helicobacter pylori* EM ÁGUAS FLUVIAIS (2004-2005) (SANTANA Jr, 2005)

Mensalmente se coletou amostras nos rios que abastecem a cidade de Goiânia – Ribeirão João Leite e Rio Meia Ponte – em pontos específicos e pré-determinados pela equipe de coleta. As amostras foram filtradas e concentradas por membrana de nylon de 0,45 μm de porosidade com 47 mm de diâmetro e carregada positivamente. O DNA foi extraído pela técnica do fenol-clorofórmio e a presença de *H. pylori* se deu pela detecção do produto de amplificação do gene UreA em PCR. DETECÇÃO DE PARASITOS OPORTUNISTAS EM ÁGUAS FLUVIAIS – Helmintos (2006-2007) (SANTOS, 2008).

Foram coletadas 72 amostras de águas em galões de polietileno, previamente higienizados, com capacidade de 5 litros. As coletas foram realizadas nos rios Ribeirão João Leite e Rio Meia Ponte em pontos específicos e pré-determinados pela equipe de coleta.

As amostras foram encaminhadas para o NUPEREME onde foram filtradas e concentradas pela técnica modificada da membrana de nylon de 0,45 μm de porosidade com 47 mm de diâmetro e carregada positivamente de acordo com Silva et al., (2010). Posteriormente foram realizados exames microscópicos, realizados sempre por duas pessoas diferentes. Em seguida a equipe do LDGM realizou a análise molecular (através de PCR com amplificação de região específica para *Ascaris lumbricoides* e *Hymenolepis diminuta)*

DETECÇÃO DE ADENOVÍRUS EM ÁGUAS FLUVIAIS (2007-2008) (SILVA, 2009)

Foram coletadas amostras mensais de águas dos rios que abastecem a cidade de Goiânia em galões previamente higienizados. Estas amostras foram posteriormente filtradas e concentradas. E o DNA foi extraído utilizando o protocolo de Sambrook and Russel (2001). Foi realizado então PCR com amplificação de região específica para Adenovírus.

DETECÇÃO DE OOCISTOS DE *Cryptosporidium* spp. EM ÁGUAS TRATADAS (2008-2012) (SANTOS, 2012)

As amostras foram colhidas em galões previamente esterilizado com capacidade para volume de 5 litros, diretamente das torneiras antes da entrada nas caixas de água das residências em quatro pontos pré-estabelecidos na região metropolitana de Goiânia totalizando 32 amostras.

O critério de escolha do local de coleta foi baseado na rede de distribuição das águas e que abrangesse toda a cidade com pontos estabelecidos por Região. Após a coleta, as amostras foram encaminhadas para o Núcleo de Estudos de Agentes Emergentes e Reemergentes do Instituto de Patologia Tropical e Saúde Pública (NUPEREME/IPTSP/UFG) e o Laboratório de Diagnóstico Genético e Molecular (LDGM-ICB/UFG) para análise. As amostras foram filtradas e concentradas pela técnica modificada da membrana de nylon de 0,45 µm de porosidade com 47 mm de diâmetro e carregada positivamente de acordo com Silva et al., (2010). O concentrado foi transferido para microtubos de 1,5 ml e conservado a -80 °C para as posteriores análises imunológicas e moleculares Para a pesquisa do *Cryptosporidium* spp., foi empregada a técnica de IFD (kit MeriFluor® anti-*Cryptosporidium/Giardia* – Meridian Bioscience, Cincinnatti, Ohio, USA) e, simultaneamente, foi realizada a quantificação de oocistos (IFD quantitativo) em um volume de 10 µl do concentrado.

Como medida comparativa, foi realizado o ensaio ELISA (kit RIDASCREEN®-*Cryptosporidium*) utilizando volume de 10 µl do concentrado. Os testes de ELISA e IFD foram realizados de acordo com as instruções do fabricante.

A extração do DNA foi realizada pelo kit comercial MagMAXTM (Ambion) e seguindo as recomendações do fabricante. O DNA extraído e amostras *in natura* foram encaminhados para a realização do diagnóstico molecular por PCR em tempo real no Instituto de Microbiologia Paulo de Góes da Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ) que utilizou para abordagem sistemática para a realização do ensaio de PCR em tempo real a combinação de um ensaio *duplex* para a detecção de *Criptosporidium* spp. e *C. parvum*, e um *singleplex* para a detecção de *C. hominis* (Jothikumar, 2008).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No estudo de detecção de *H. pylori* foi diagnosticado um elevado índice de infestação (87,5% de positividade do João Leite e 12,5 % de positividade no Meia Ponte). A *H. Pylori é* uma bactéria patogênica gram negativa do trato digestivo humano, principal responsável pela gastrite e suas evoluções patológicas, como úlcera gástrica e câncer gástrico. Nessa pesquisa foi detectada também a presença de Adenovírus e *Cryptosporidium* spp., indicando a possibilidade da descarga de outros microrganismos patogênicos de relevância nas águas fluviais.

Quanto à presença de Helmintos no período de 2006-2007 foram analisadas 48 amostras e destas 16 foram positivas para analise microscópica de detecção de larvas, uma para *Ascaris lumbricoides* e uma para *Hymenolepis diminuta*.

Das 37 amostras analisadas para adenovírus nas águas que abastecem a cidade de Goiânia 18 foram positivas através do teste de PCR.

Para a pesquisa do *Cryptosporidium*, 50,0% (16/32) foram positivas para o *Cryptosporidium* utilizando a técnica da PCR em Tempo Real; 28,1% (9/32) foram positivas pela técnica de ELISA; e 56,3% (18/32) utilizando a técnica de IFD. Vale lembrar que este último estudo já foi realizado em águas tratadas.

Quanto aos indicadores microbiológicos, os coliformes totais/fecais não se correlacionaram com a presença destes microrganismos em nenhum caso estudado.

É reconhecido que as determinações efetuadas nas pesquisas em questão foram qualitativas, porém a demonstração da positividade das amostras indica contaminação evidente.

CONCLUSÃO

1. Águas fluviais estão contaminadas com microrganismos além dos pesquisados pelo controle de qualidade da água exigido em legislação.
2. Existem métodos eficientes de detecção destes microrganismos em águas.
3. Águas tratadas também podem estar contaminadas com microrganismos oportunistas conforme sugere último estudo apresentado.
4. Faz-se necessário a pesquisa dos demais microrganismos, encontrados nas águas fluviais, em água tratada para que se ateste se o tratamento é eficaz para estes mesmo sem que haja o controle deles (estudos em andamento -com relação à *Adenovírus* e *H. pylori*)

REFERÊNCIAS

GOMES, A.H.S., PACHECO, M.A.S.R., FONSECA, Y.S.K., CESAR, N.P.A., DIAS, H.G.G., SILVA, R.P. Pesquisa de Cryptosporidium sp. em águas de fontes naturais e comparação com análises bacteriológicas. *Revista do Instituto Adolfo Lutz.* 61 (1), 59–63. 2002.

HLAVASA, M.C., WATSON, J.C., BEACH, M.J. Cryptosporidiosis surveillance – United States 1999–2002. *MMWR Surveill Summ*. 54, 1–8. 2005.

HSU, B.M., CHEN, C.H., KUNG, C.M., WAN, M.T. & SHEN, S.M. Evaluation of enterovirus recovery in surface water by different adsorption and elution procedures. *Chemosphere, 66:* 964-969. 2007.

JOTHIKUMAR, N.; DA SILVA, A. J.; MOURA, I.; QVARNSTROM, Y.; HILL, V. R. Detection and differentiation of Cryptosporidium hominis and Cryptosporidium parvum by dual TaqMan assays. *J Med Microbiol***,** 57 (9): 1099-105. 2008.

KONEMAN, E.W., AALLEN, S.D., JANDA, W.M., SCHRECKENBERGER, P.C., WINN Jr, W.C. *Diagnóstico Microbiológico*. 5a. Ed. Rio de Janeiro: MEDSI; 2001.

LEE, S.H. & KIM, S.J. Detection of infectious enteroviruses and adenoviruses in tap water in urban areas in Korea. *Water Research, 36:*248-256. 2002.

MULLER, APB. *Detecção de oocistos de Cryptosporidium spp. em águas de abastecimento superficiais e tratadas da região metropolitana de São Paulo*. São Paulo, 1999. Dissertação (Mestrado em Ciências Biomédicas). Instituto de Ciências Biomédicas, Universidade de São Paulo.

ROSE, M.A., DHAR, A.K., BROOKS, H. A., ZECCHINI, F. & GERSBERG, R.M. Quantitation of hepatitis A virus and enterovirus levels in the lagoon canals and Lido beach of Venice, Italy, using real-time RT-PCR. *Water Research, 40:* 2387-2396. 2006.

SANTOS, Sônia de Fátima Oliveira. *Avaliação de técnicas imunológicas e moleculares para a detecção de oocistos de Cryptosporidium spp. em águas tratadas no município de Goiânia-Goiás-Brasil.* Goiânia, 2012. Tese (Doutorado em Ciências da Saúde) – Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina, Universidade Federal de Goiás.

SANTOS, Sônia de Fátima Oliveira. *Estudos dos Parasitas Oportunistas em Águas Fluviais de Uso Humano no Município de Goiânia-Goiás-Brasil*. Goiânia, 2008. Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde) – Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina, Universidade Federal de Goiás.

SANTANA Jr, Carlos Alberto Soares. *Detecção Molecular de Helicobacter pylori e Campilobacters em águas pluviais no município de Goiânia-GO*. Goiânia, 2005. Dissertação (Mestrado em Biologia) - Universidade Federal de Goiás.

SILVA, H.D., WOSNJUK, L.A.C., SANTOS, S.F.O., VILANOVA-COSTA, C.A.S.T., PEREIRA, F.C., SILVEIRA-LACERDA, E.P., et al. Molecular detection of adenoviruses in lakes and rivers of Goiânia, Goiás, Brazil. *Food and Environmental Virology.* 2(1):35-40. 2010.

SILVA, Hugo Delleon da. *Detecção Molecular e monitoramento sazonal de adenovírus em águas fluviais no município de Goiânia, Goiás-Brasil: Correlação com parâmetros físico-químicos, bacteriológicos e Metanálise avaliativa de metodologias.* Goiânia, 2009. Dissertação (Mestrado em Ciências da Saúde) – Programa de Pós-graduação em Ciências da Saúde, Faculdade de Medicina, Universidade Federal de Goiás.

SMITH, H., ROBETSON, L., ONGERTH J. Cryptosporidiosis and giardiasis: the impact of waterborne transmission. *Aqua- Journal of Water Supply: Research and Technology*. 44(6):258-74. 1995.

ANÁLISE QUANTITATIVA E QUALITATIVA DO DESPERDÍCIO DO ABASTECIMENTO E DA POTABILIDADE DA ÁGUA DA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA-PA

Ramynngly Nunes Gontijo[1], Wilker José Caminha do Santos[2],

Jhesse Tavares dos Santos[3], Patrick Ribeiro Teixeira[4]

Laboratório de águas, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará– IFPA, Av. Couto Magalhães, CEP 68540-000, Conceição do Araguaia, Pará, Brasil

E-mail: ming.ly@hotmail.com, wilkercaminha10@yahoo.com.br, patrick.r.t@hotmail.com, tavares_jat@hotmail.com

Resumo

Embora o Brasil possua um dos maiores patrimônios hídricos do planeta, principalmente com grandes quantidades de rios de água doce, favorecendo ainda mais o abastecimento de água nas regiões, as companhias responsáveis por esse trabalho não estão aproveitando devidamente essa abundância, pois há muita perda, tanto na coleta quanto no transporte até as casas, onde a água chega com padrões diferentes daqueles medidos no inicio da captação. Diante disso o presente trabalho teve como objetivo quantificar a perda de água proveniente dos processos da estação de abastecimento de água (Companhia de Saneamento do Pará – COSANPA) do município de Conceição do Araguaia-PA, e sua influência sobre a qualidade da água que chega à população. Verificou-se que a água não chega com a mesma qualidade em todos os bairros da cidade. Através de coletas feitas em diversos processos da estação, verificou-se muita perda de água por causa das antigas instalações. Foram analisados teores de cor uH, turbidez, coliformes fecais e cloro. O teor de cloro residual livre recomendado pela **portaria nº1469 da vigilância nacional de saúde deve ser de 2.0 mg/L**, porém os resultados extraídos das coletas nos diversos pontos do município demonstraram valores diferentes dos padrões estabelecidos.

Palavras-chave: Abastecimento, Cosanpa, análise, água.

1. INTRODUÇÃO

De acordo com (REBOUÇAS, 2004) estima-se em 2.000 m³/hab/ano a disponibilidade necessária de água para alcançar um nível de vida adequado e que menos de 1.000 m³/hab/dia já significa um nível de estresse. Nessas condições, tem-se que, no ano de 2025, perto de um terço da população mundial estará habitando cerca de 55 países onde a disponibilidade de água nos rios será inferior a 1.000 m³/hab, simplesmente porque o consumo de água terá crescido mais que o dobro da população e muito pouco vem sendo feito para reduzir os desperdícios e a degradação da sua qualidade. Utilizam-se várias técnicas de monitoramento para mensuração de desperdícios e melhor percepção da qualidade ambiental das águas. Conforme a Agência Nacional das águas (ANA, 2012), monitoramento é o conjunto de práticas que visam o acompanhamento de determinadas características de um sistema, sempre associado a um objetivo. No monitoramento da qualidade das águas naturais, são acompanhadas as alterações nas características físicas, químicas e biológicas da água, decorrentes de atividades antrópicas e de fenômenos naturais.

De acordo com os costumes estabelecidos pelo homem quanto ao consumo de água, não demorará muito para que haja escassez total em algumas partes do planeta. Segundo o conceito de disponibilidade e demanda hídrica, à medida que cresce a população, as fábricas e irrigações consomem sempre mais. Assim entende-se que se precisa de quantidades cada vez maiores de água e a única fórmula que se conhece, até agora, para se conseguir um equilíbrio entre oferta e demanda na área considerada é transformar a ideia tradicional de que a solução é aumentar sua oferta e passar a dar-lhe um uso cada vez mais eficiente e racional. (REBOUÇAS, 2004)

Segundo MEDEIROS FILHO 2000, o sistema de abastecimento de água, o serviço público é constituído de um conjunto de sistemas hidráulicos e instalações responsáveis pelo suprimento de água para atendimento das necessidades da população de uma comunidade. Captada nos mananciais, tratada e repartida por vários reservatórios, a água é entregue à comunidade pela rede externa de abastecimento. Da necessidade de depositar e utilizar a água nos domicílios tem-se a rede interna de abastecimento, constituída de ramais derivados da primeira. Nas localidades onde o abastecimento de água não é contínuo, a necessidade de

armazenamentos domiciliares para consumo é mais evidente, pois falta mais água do que em outras localidades. Esses depósitos domiciliares são reservas, para o caso de falhas eventuais ou acidentais. As perdas ocorridas nos sistemas de abastecimento de água potável são um dos itens bastante discutidos no setor de saneamento. Estes volumes de água não contabilizados trazem deficiências não somente para o seu sistema de origem como também para o sistema energético. (WERDINE, 2002)

Para padrões de potabilidade, MEDEIROS FILHO 2000, diz que uma água é dita potável quando é inofensiva a saúde do homem, agradável aos sentidos e adequada aos usos domésticos. É importante para que uma água seja considerada potável, que na fase de tratamento eliminem-se todas as substâncias originalmente presentes que lhe confiram algum gosto ou cheiro peculiar. Paralelamente também não devem resultar alguma turbidez ou cor visuais. Definem-se como padrões de potabilidade os limites de tolerância das substâncias presentes na água de modo a garantir-lhe as características de água potável. De um modo geral os padrões de potabilidade tornam-se mais rigorosos com o passar dos anos, visto que novas técnicas de tratamento e a evolução das tradicionais, associadas a novas descobertas científicas, principalmente no trato com as doenças transmissíveis através da água ou que têm nela uma parte de seu ciclo, vão permitindo este desenvolvimento.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa iniciou-se com a visita na COSANPA (Companhia de Saneamento do Pará), a qual é a responsável pela distribuição de água em todo o município. A estrutura física da ETA (ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE ÁGUA) da COSANPA é composta primeiramente por duas bombas de sucção inseridas a aproximadamente 3,5 metros da margem do Rio Araguaia responsáveis pela captação e distribuição de água para toda a ETA. Logo em seguida a água segue por adutores passando por decantadores e filtros até chegar ao reservatório, onde é adicionado o cloro em pastilhas finalizando assim o tratamento. A capacidade do reservatório não é suficiente para armazenar a água tratada vinda dos decantadores e filtros, assim água tratada é devolvida pro rio, finalizando o processo dentro da estação. Após essa etapa a água contida no reservatório é bombeada para a rede de distribuição sendo conduzida até as casas. No primeiro momento acompanhou-se cada processo de tratamento da água, desde a captação da água na bomba flutuante, até o início da

distribuição às casas. Ao longo de todos os processos de tratamento, observou-se perda de água, desta forma foi quantificado o percentual da perda de água em cada um. Foi utilizado recipiente de três tamanhos diferentes para captar a perda d'água, o primeiro tinha capacidade de 1 litro e ficou disposto onde à perda de água era menor nos processos de decantação e filtração, o segundo com capacidade de 8 litros foi colocado nos decantadores onde a perca da água é moderada e o terceiro tinha capacidade de 56 litros e foi utilizado no processo eliminação (chamado empiricamente de ladrão) de água sobressalente. Para o resultado deste método verificamos o tempo que cada perda d'água levaria para encher cada recipiente, a unidade de medida usada foi L/s e depois transformada L/min.

A pesquisa também contou com análises físicas, químicas e bacteriológicas da água, realizadas no laboratório da COSANPA. Foram realizadas seis coletas com o auxílio de uma técnica da COSANPA: a 1° coleta foi na própria ETA, a 2° e 3° no Setor Universitário, a 4° coleta no Centro e a 5° e 6° coleta foram feitas no bairro Morada do Sol, onde foi mensurado o teor de cloro, a turbidez e a cor das amostras. Usando os seguintes aparelhos: comparador de Cloro, turbidímetro e o colorímetro. As amostras na estação foram retiradas das goteiras dos adutores e na cidade foram retiradas das torneiras das casas.



Figura 1: Pontos de coletas para análise

Fonte: Google Earth

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segue abaixo os resultados da quantificação do desperdício de água na ETA:

Tabela 01

Desperdício de água na ETA		
Processo	**Tempo em segundos**	**Quant. de água perdida**
Captação	852	2 Litros
Decantador 1	12,24	4 Litros
Decantador 2	54, 98	5 Litros
Filtro 1	1,14	8 Litros
Filtro 2	1090,8	1 Litro
Reservatório	34,60	1 Litro
Ladrão (Eliminação de água tratada)	0,088	1 Litro

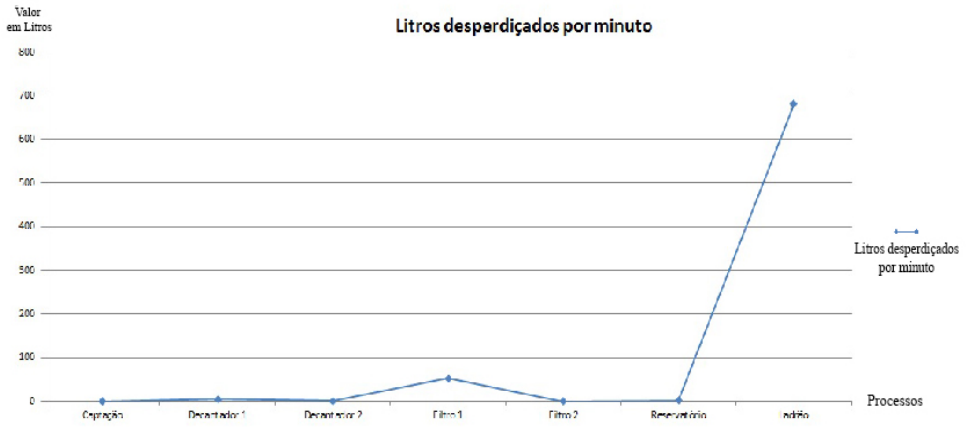
De acordo com a tabela 01 pode-se observar que o desperdício de água é menor no filtro 2, pois leva aproximadamente 1090,8 segundos para encher um recipiente de 1L, porém o ladrão apresenta a maior perda de água com aproximadamente 0,088 segundos para encher um recipiente com 1L. No caso do processo de eliminação (ladrão), utilizou-se o recipiente de 56 litros, que fazendo as proporções foi cheio em apenas 4,92 segundos. Se transformássemos esse valor para minutos, isso significaria uma perda de aproximadamente 680 Litros por minuto.

Tabela 02

Tabela do desperdício de água em Litros por minuto

Litros desperdiçados por minuto	
Captação	0,07 Litros
Decantador 1	4,9 Litros
Decantador 2	1,09 Litros
Filtro 1	52,63 Litros
Filtro 2	0,055 Litros
Reservatório	1,73 Litros
Ladrão	681 Litros

Figura 2: Gráfico do desperdício de água em Litros por minuto



Para demonstrar os resultados do desperdício para um melhor entendimento dos gráficos e tabelas, fez-se uma proporção em relação a quantidades de litros que foram desperdiçados por minuto. Contraste veemente foi detectado em relação a perca de água na captação, 0,07 L ou 70 ml (quantidade de aproximadamente ¼ da capacidade de uma litro de refrigerante), ao da última etapa processual da estação (ladrão), perca mensurada em 681 L por minuto, quantidade essa que pode ser responsável por encher aproximadamente 60% de uma caixa d'agua doméstica de 1000 Litros. Porém, para amenizar esse quadro, as outras etapas tinham perda menor, no caso da captação que durante um minuto poderia perder cerca

de 0,07 Litros ou 70 ml de água. Vazamento e rachaduras nas tubulações dos processos de filtragem e decantação geram desperdício de água tratada que naquele momento poderiam estar aptas para abastecer a população local. Partes do conteúdo proveniente dos vazamentos retornam ao rio, por meio de valas, outra parte retorna ao ciclo hidrológico por meio da evaporação.

Figura 03

Resultado das análises de água

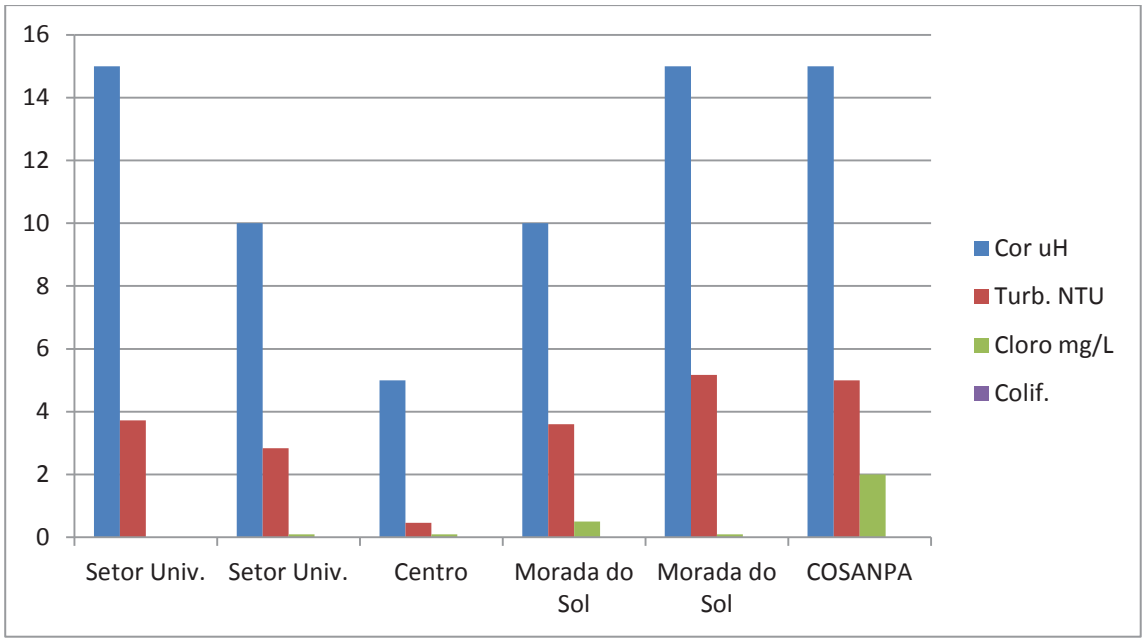


Figura 3: Gráfico dos resultados das análises de água

Na figura observa-se, segundo o técnico responsável pela análise da água, a constância da não existência de coliformes fecais, a média quase regular de turbidez, levando em consideração que esses padrões, juntamente com o de Cor uH, não são determinantes para a detecção da variação da qualidade da água em relação à sua coleta. podemos observar que o nível de cor cresce de acordo com o valor de turbidez, isso se acontece devido, ao material em suspensão que continha na água analisada. Pode-se observar também que o valor de cloro na água na COSANPA está de acordo com a portaria nº1469 da vigilância nacional em saúde, que diz em seu artigo 16, inciso 2º: Recomenda-se que o teor de cloro residual livre, em qualquer ponto do sistema de abastecimento seja de 2.0 mg/L. Porém esse valor está apenas aonde a água é extraída, sobremodo no decorrer do bombeamento da água para setores que

cortam a cidade, como por exemplo o Setor Universitário que fica do outro lado do munícipio, a o nível de cloro descresse claramente, dando a entender que o motivo desse desnível seja ao fato de a tubulação estar velha, com ferrugens, rachaduras e buracos permitindo a entrada de poeira ou sujeiras externas.

CONCLUSÃO

A água tratada pela estação segue os padrões da portaria nº1469 da vigilância nacional de saúde, contudo em alguns pontos da cidade a água não chega com a mesma qualidade que sai da estação. Ainda convém lembrar que a perda de água tratada na ETA devido a falta de estrutura da mesma ocasiona deficiências na distribuição final do produto mencionado bem como no potencial energético.

REFERÊNCIAS

REBOUÇAS, A., 2004, **Uso inteligente da água /** Aldo Rebouças – São Paulo: escrituras Editora.

MEDEIROS FILHO, C., 2000, **Abastecimento de água,** Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, Campina Grande-PB.

WERDINE, D., **Perdas de água em sistemas de abastecimento,** Itajubá, Dezembro de 2002

Brasil. Fundação Nacional de Saúde. **Portaria n° 1.469/2000, de 29 de dezembro de 2000: aprova o controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade,** Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2001.

http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx, acesso em: 19/03/2013.

ÍNDICES DE QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO PITIMBU NO RN

[1]Rodrigo Freitas Machado Barbosa; [2]Carmem Sara Pinheiro de Oliveira; [3]Lara Machado Alves.

[1]Aluno do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental; [2]Aluna do Curso de Graduação em Ciências Biológicas; [3]Aluna do Curso de Graduação em Ecologia. [1]Universidade Potiguar. Av. Nascimento de Castro, 1597, Dix-Sept Rosado, 590154-180, Natal/RN. [2,3]Centro de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Av. Senador Salgado Filho, Lagoa Nova, 59072-970, Natal/RN. [1]Estagiário da Escola de Governo; [2,3]Bolsistas do Programa Água Azul. [1,2,3]Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte, Rua do Calcário, 1989, Lagoa Nova, 59076-240, Natal/RN.
digobarbosa_@hotmail.com, sarinhac.s@hotmail.com, larayasha@yahoo.com.br.

Resumo

O rio Pitimbu é de extrema importância para o estado do Rio Grande do Norte pelo fato do mesmo atravessar três dos seus grandes municípios (incluindo o abastecimento da capital). Por isso, é necessário que haja um controle na qualidade dessas águas para que possamos usufruir deste recurso natural. O presente trabalho teve como objetivo analisar a qualidade da água do rio Pitimbu e o índice trófico através da coleta de amostras de cinco pontos ao longo do trecho do rio, monitorados pelo Instituto de Gestão de Águas do Rio Grande do Norte. Foi percebido que o Índice de Qualidade da Água (IQA) desses pontos monitorados se encaixam entre os padrões de qualidade MÉDIA e EXCELENTE, enquanto no nível trófico (IET), os padrões se encontravam entre ULTRAOLIGOTRÓFICO e EUTRÓFICO. Com os dados observados foi concluído que a qualidade da água encontra-se dentro dos padrões aceitáveis para o insumo vital.

Palavras-chave: Monitoramento, Índice de Qualidade da Água e Índice de Estado Trófico.

INTRODUÇÃO

Nos dias atuais, as águas doces superficiais de possível acesso ao homem correspondem a cerca de menos de 1% da água total existente no planeta. Mesmo sendo um recurso escasso, as demandas pelos recursos hídricos dão conta das necessidades da maioria dos seres vivos. Entretanto, problemas com a escassez de água são bem comuns em determinadas regiões, onde a distribuição ocorre de forma desigual e possuem um maior índice de contaminação.

Os recursos hídricos têm capacidade de diluir e assimilar a poluição de esgotos e resíduos através de processos físicos, químicos e biológicos, que definem seu poder de autodepuração, isto é, sua capacidade de restabelecer o equilíbrio ecológico natural a partir da descarga de algum dejeto, porém esta capacidade é limitada e vem sendo freqüentemente ultrapassada pelas atividades humanas, causando impactos ambientais com reflexos sociais e econômicos diretos (ANDREOLI, 2003).

Sendo assim, a interferência humana se torna cada vez mais permissiva a deterioração da qualidade das águas. Como ações externas podemos citar os desmatamentos, as queimadas, o uso de praticas agrícolas perniciosas, ocupações urbanas desenfreadas e generalizadas, lançamento de esgotos industriais e domésticos, agricultura de subsistência e outros, afetando de forma significativa a qualidade da água de rios e lagos.

Nos rios existem diversos organismos vivos, sendo eles capazes de desempenharem papeis fundamentais no equilíbrio dos ecossistemas, como fontes de água e nutrientes, e no próprio ciclo da água. Com relação à parte socioeconômica, as águas dos rios são importantes porque possibilitam atividades de lazer; a geração de energia elétrica, por meio da construção de barragens e da instalação de usinas; o abastecimento humano e a obtenção; delas pode-se obter alimento para famílias ribeirinhas; dentre outras atividades.

A Bacia do rio Pitimbu localiza-se na região do litoral oriental do estado, entre os paralelos 5º 50’00’’ e 5º 57’53’’ de latitude sul e os meridianos 35º 11’08’’ e 35º 23’19’’ de longitude oeste de Greenwich. Tem seu território abrangendo áreas dos municípios de Natal, Macaíba e Parnamirim, que fazem parte da Região Metropolitana.

Com uma área de aproximadamente 14.627ha (levantamento realizado pelo consorcio VBA/Tecnosolo-2005), a bacia é parte integrante do sistema Pirangi com aproximadamente 458km², do qual o rio Pitimbu se constitui num dos tributários. O acesso rodoviário à área é permitido através das rodovias federais BR-101 e BR-304, que interceptam o seu território. (IGARN, 2006).

Nesse contexto, a bacia hidrográfica do rio Pitimbu merece uma atenção especial, na medida em que o rio Pitimbu e a lagoa do Jiqui desempenham um papel importante na disponibilização de água doce superficial para a cidade do Natal, capital do Estado do Rio Grande do Norte, na qual cerca de 35% do abastecimento das zonas sul, leste e oeste é atendido com águas oriundas da lagoa do Jiqui (CONPLAM, 2000). Natal tem uma população de 803.739 habitantes em uma área de 167.263km². (IBGE, 2010). Além da capital, o rio Pitimbu também abastece outros dois grandes municípios do estado, sendo eles Parnamirim e Macaíba. (IBGE, 2010; IDEMA, 2008.)

O rio Pitimbu tem sua nascente na localidade de Lagoa Seca, no município de Macaíba, e desemboca, a jusante da lagoa do Jiqui, no riacho Taborda, afluente de primeira ordem do rio Pirangi, já próximo ao litoral. Constitui-se, portanto, numa sub-bacia do rio Pirangi ou Pium. A Bacia do Pitimbu tem seu território abrangendo terras dos municípios de Macaíba, Parnamirim e Natal, estando posicionadas nestes dois últimos as áreas urbanizadas. (IGARN, 2006)

Convém salientar que desde a nascente até a entrada da lagoa do Jiqui, o rio Pitimbu estende-se por 33km. Nos 13km iniciais, constata-se que o rio corta áreas rurais pertencentes ao Município de Macaíba, principalmente. A partir daí, a proximidade com a periferia de Parnamirim e Natal, condiciona uma maior ocupação da bacia, verificando-se a presença de indústrias e de crescimento populacional em direção as suas margens. Nesse trecho, determinam-se alguns pontos em que a intersecção do curso d'água com estradas vicinais, inclusive com as BR's 101 e 304, configuram-se em locais aos quais as populações circunvizinhas acorrem para utilizar-se de suas águas para os mais diversos fins (lavagem de roupas, recreação, banho de animais, entre outros), (IGARN, 2006).

O objetivo do presente trabalho é mostrar qualidade da água do rio Pitimbu através da análise de Índice de Qualidade da Água (IQA) e Índice de Estado Trófico (IET). Estes testes foram feitos com amostras coletas de cinco pontos no decorrer do rio.

MATERIAL E MÉTODOS

Durante o ano de 2012 foram realizadas coletas bimestrais. Os pontos de coleta das águas obedeceu à seguinte ordem: Ponte BR-101, Lamarão, Passagem de Areia, Jusante da Lagoa Jiqui e Montante da Lagoa Jiqui.

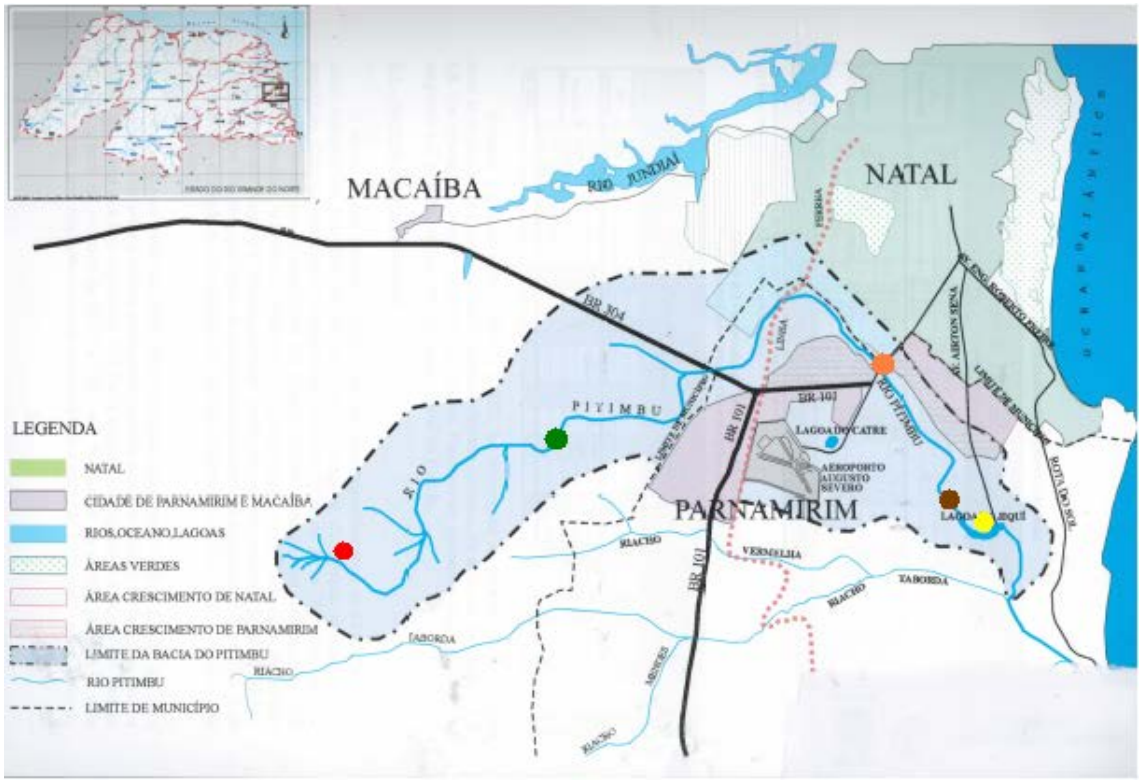


Figura 1: Bacia do rio Pitimbu, no qual os pontos coloridos mostram na ordem a seqüência das coletas. Lamarão (vermelho), Passagem de Areia (verde), Ponte BR101 (laranja), Jusante da Lagoa do Jiqui (Marrom) e Montante da Lagoa do Jiqui (amarelo).

Para o recolhimento da água nos respectivos locais e obtenção destes dados, foram utilizados a cada coleta vidros de âmbar com capacidade para 1L, 500ml; frascos de polietileno com capacidade para 1L, frascos de oxigênio dissolvido e sacos estéreis para a coleta microbiológica. O Índice de Qualidade da Água (IQA) é um número puro gerado a partir de nove parâmetros de qualidade de água (oxigênio dissolvido (OD), coliforme total, pH, turbidez, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), nitrogênio total, fósforo total, sólidos totais e gradiente de temperatura) e curvas relacionadas aos

mesmos. Cada medida destes parâmetros é lançada na curva correspondente, obtendo-se um número “qi”, cujo valor pode variar de 0 a 100. Cada curva tem um peso “W”. Aos valores obtidos para os nove parâmetros, aplica-se a equação empírica correspondente ao método adotado, gerando um IQA, numa escala de 0 a 100. Esse instrumento de simples utilização tem a capacidade de sintetizar várias informações em um único número, facilitando a tarefa de analisar os fatores intervenientes no processo de qualidade da água de um determinado corpo d’água (PEREIRA, 1993). Foi também aplicado o Índice de Estado Trófico de Carlson (IET) a fim de avaliar suas condições limnológicas, com base nos resultados dos valores médios referentes à transparência, a clorofila "a" e cloro total (DUARTE, 1999).

Técnicos de laboratório e estagiários do Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte (IGARN) fizeram parte da coleta do material e análise de dados. Sempre posteriormente as coletas essas amostras eram levadas para um laboratório particular para serem lidas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dados foram condensados e expressos através do IQA e IET, de forma a permitir uma visão imediata das condições sanitárias que caracterizam esses corpos d’água como segue nas figuras abaixo:

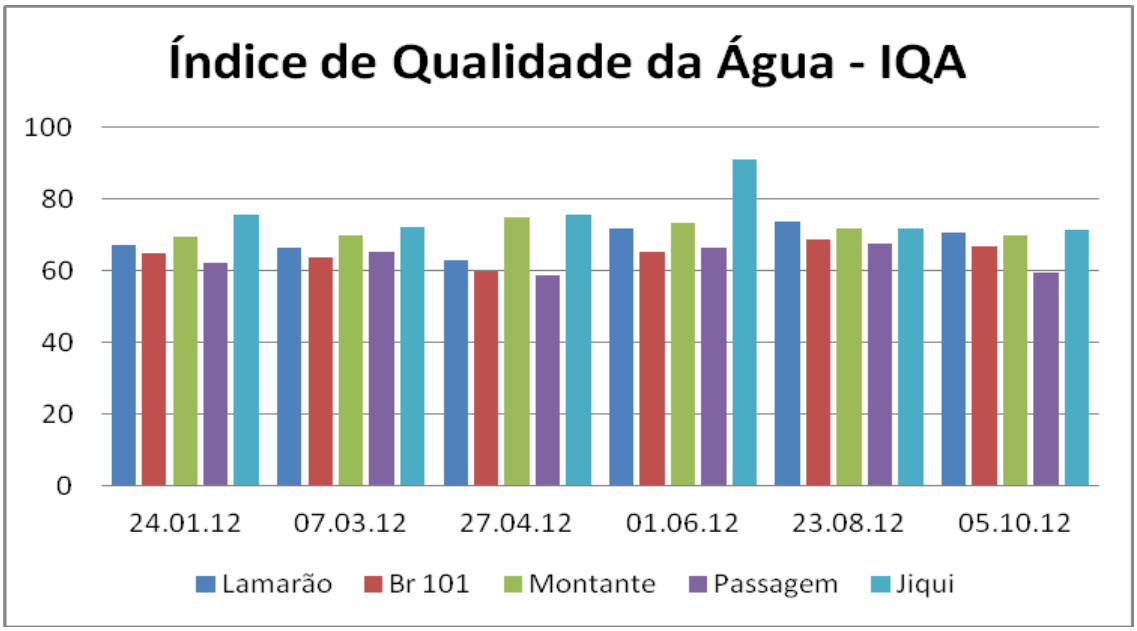


Figura 2: Gráfico do IQA comparando os dados coletados durante o ano de 2012 nos cinco pontos monitorados no rio Pitimbu.

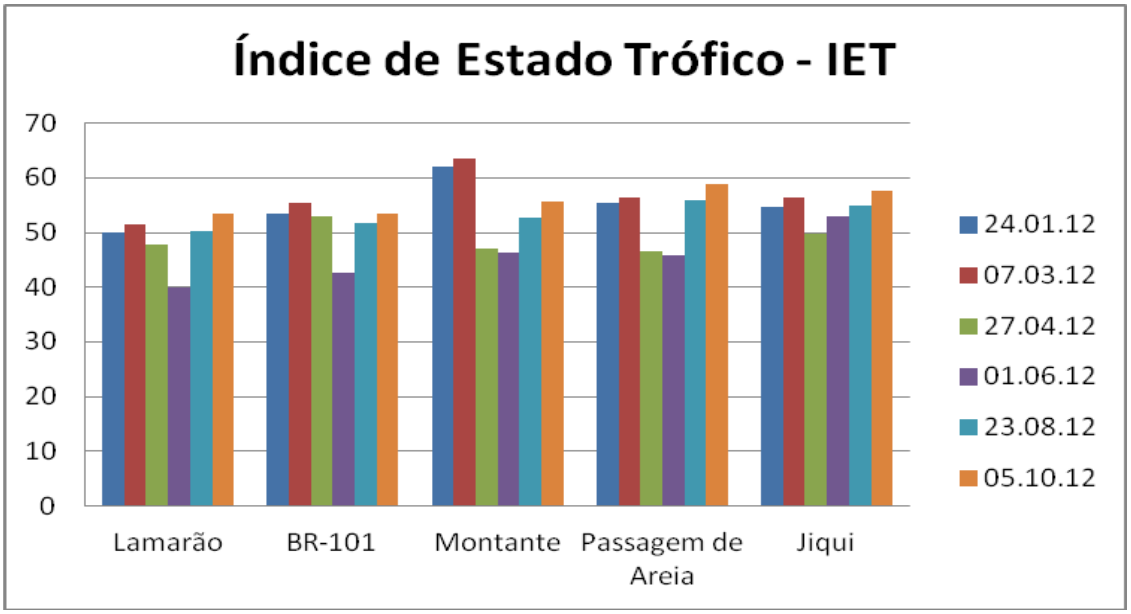


Figura 3: Gráfico do IET comparando os dados coletados durante o ano de 2012 nos cinco pontos monitorados no rio Pitimbu.

Faixa	Nível de Qualidade
90 - 100	Excelente
70 - 90	Bom
50 - 70	Médio
25 - 50	Ruim
0 -25	Muito Ruim

Figura 4: Tabela ilustrativa do nível de qualidade das águas segundo o IQA.

Classificação do IET	
Categoria Estado Trófico	Ponderação
Ultraoligotrófico	IET ≤ 47
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	IET > 67

Fonte: CETESB/SP

Figura 5: Tabela ilustrativa do nível de qualidade das águas segundo o IET, onde o Ultraoligotrófico é de excelente condição e Hipereutrófico é de péssima qualidade.

Após a análise dos gráficos foi observado que 56,7% das amostras coletadas se encontram no padrão médio de qualidade. Contudo 40% das amostras se encontram no nível de qualidade boa, enquanto apenas 3,3% se encaixam no padrão de qualidade excelente. Dessa forma é possível aferir que a qualidade das amostras coletadas encontram-se em uma fase transitória, dependendo dos períodos de chuvas, onde variam da qualidade média para a boa e excelente.

Já em relação ao IET foi observado que 20% das amostras se encontram no estado Ultraoligotrófico, demonstrando uma pequena trofia. 26,7% são Oligotróficos. A maior parte das amostras estão Mesotróficas com um índice 46,6% restando apenas 6,7% no

estado Eutrófico. Todavia não foram observados nenhum caso com os índices Supereutrófico e Hipereutrófico.

O rio Pitimbu merece destaque no estado do Rio Grande do Norte por se tratar de um grande abastecedor de várias comunidades. É preciso tomar como alerta a necessidade de maior proteção ambiental de suas águas e margens através do cumprimento da legislação existente, desenvolvendo mecanismos de proteção mais incisivos, capazes de direcionar o processo crescente da expansão urbana, de forma que ocorra sustentavelmente, sem causar desequilíbrio ambiental na bacia.

CONCLUSÃO

1. Os dados resultantes do monitoramento realizado no rio Pitimbu mostram índices de extrema significância para a utilização desse importante rio para a grande maioria dos habitantes de sua bacia.
2. A qualidade da água desses importantes corpos aquáticos encontram-se em sua maioria, no estado apropriado para uso o múltiplo.
3. Conclui, através do IQA obtido para os pontos de coleta indica que a qualidade das águas podem ser classificadas entre MÉDIA e EXCELENTE, sendo apropriada para consumo humano, desde que seja submetida a um simples tratamento convencional.
4. De acordo com a aplicação do IET, classificou as águas entre ULTRAOLIGOTRÓFICA e EUTRÓFICA.
5. Com este presente trabalho concluímos que os índices testados mostraram que, de maneira geral, a qualidade das águas estudadas se mantiveram dentro das faixas correspondentes aos diversos usos a que se destinam.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos primeiramente a Deus por tudo. Somos gratos também aos técnicos do IGARN pela contribuição com as coletas para análise das águas e todos os presentes funcionários. Bem como aos nossos familiares pelo apoio e a nós mesmos pela nossa determinação.

REFERÊNCIAS

ANDREOLLI, C.V.; HOPPEN, C.; PEGORINI, E.S.; DALARNI, O. **A crise d água e os mananciais de abastecimento.** In: Mananciais de Abastecimento: Planejamento e Gestão – Estudo de Caso do Altíssimo Iguaçu. Curitiba: Sanepar Finep, 2003.

CONSELHO MUNICIPAL DE PLANEJAMENTO URBANO E MEIO AMBIENTE DE NATAL (CONPLAM). **Relatório sobre a situação das águas na Cidade do Natal**. Natal, Ago. 2000.

DUARTE, M. C. **Utilização dos índices do estado trófico (IET) e qualidade da água na caracterização limnológica e sanitária das lagoas de Bonfim, Extremóz e Jiqui - RN.** 1999, 144f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal.

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. Perfil dos municípios de Natal, Parnamirim e Macaíba. 2010.

Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte – IDEMA. Perfil dos municípios de Natal, Parnamirim e Macaíba. 2008.

Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte – IGARN. **Elaboração do plano de gestão integrada da bacia do rio Pitimbu.** 2006.

PEREIRA, M. G. **Qualidade das águas dos mananciais de superfície utilizados no abastecimento da cidade de Natal: aplicação do IQA nos pontos de captação.** 1993. 178f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Química) - Departamento de Engenharia Química, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN), Natal.

ANÁLISE HIDROENERGÉTICA DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO MUNICÍPIO DE MARABÁ/PA

Rubens Chaves Rodrigues[(1)]
Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestrando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil PPGEC/UFPA. Professor do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA). Pesquisador do Grupo de Pesquisa Hidráulica e Saneamento – GPHS/UFPA. Endereço: Rua Trinta de Maio, 1750, Capalinha – Conceição do Araguaia, CEP: 68.540-000 – Pará – Brasil. E-mail: rubens.vitoria@gmail.com

Nilvete Cardoso dos Santos
Graduanda em Tecnologia de Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA). Endereço: Rua dose, 4276, Emerêncio – Conceição do Araguaia, CEP: 68.540-000 – Pará – Brasil. E-mail: cardosonilvet@hotmail.com

Paulo Henrique Teles da Silva
Graduando em Tecnologia de Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA). E-mail: teles.paulo@ymail.com

Resumo

O estudo foi realizado em 2 fases, tendo informações do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) e da COSANPA. Na fase 1 foi analisada a rotina operacional de abastecimento de água do sistema Nova Marabá - Cidade Nova (16.738 ligações) e do sistema Marabá Pioneira (2.093 ligações) no ano 2010, com ênfase nos volumes produzidos de água e no consumo e custo de energia elétrica; finalizando, na fase 2 foram determinados indicadores de desempenho hidroenergético; Na pesquisa foi verificado que o volume total produzido de água de 15,8 milhões m^3/ano requereu 8.817 MWh/ano, resultando em despesa de R$ 2 milhões/ano de energia elétrica. Com o trabalho é proposto procedimentos para aumentar a eficiência do controle hidroenergético na operação dos sistemas, como setorização, macromedição, micromedição, automação, o que trará reflexos positivos na redução dos custos para o abastecimento de água no município de Marabá/PA.

Palavras-chave: Produção de água, Energia Elétrica, Proposta Hidroenergética.

1 INTRODUÇÃO

Ao longo da última década, a água foi um dos principais temas de discussão e interesse, com focos diversificados, que inclui essencialmente a sua participação na sustentabilidade dos espaços urbanos e das atividades produtivas. Os aspectos ecológicos também são considerados, sendo, portanto, beneficiários do uso racional do recurso água (MAGALHÃES, 2004).

Na operação do sistema de abastecimento de água (SAA) é pouco consideradas as perdas de água, visto que este insumo é abundante e possuí boas características físicas e químicas. Por outro lado, também é pequena a preocupação com o insumo energia elétrica, provavelmente pelos custos serem, muitas vezes, subsidiados pelos governos e por não serem bem explicitados na matriz orçamentária nas companhias de saneamento.

Do ponto de vista dos sistemas de abastecimento de água, a energia elétrica é um importante insumo, pois é necessária para bombear, transportar, tratar e distribuir a água. Em muitas companhias de saneamento no Brasil, a despesa com energia elétrica é o segundo maior item de custo dos SAA (SNIS, 2009; EPE, 2008).

No contexto atual, para conseguir suprir os centros de consumo tem que ir cada vez mais longe para captar a água, e torná-la potável está ficando a cada dia mais difícil e oneroso, devido à enorme carga de poluentes despejados nos mananciais, havendo a necessidade do uso de produtos químicos e sistemas de tratamento mais complexos. Por outro lado, a energia elétrica tem ao longo dos últimos anos acumulado aumentos tarifários sucessivos, transformando-se na grande vilã do sistema.

O Ministério das Cidades divulgou os dados do Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento (SNIS) realizado em 1.064 prestadores de serviços do país no ano de 2009, que respondem pelos serviços de abastecimento de água de 4.891 municípios brasileiros, significando 87,9% das cidades brasileiras, ou ainda, 97,2% da população urbana nacional, tendo constatado consumo de energia elétrica da ordem de 7.223.391 (1.000 Kwh/ano), com volume de produção de água da ordem de 14.518.110 (1.000 m3/ano) (MCIDADES.SNSA, 2011).

Com o intuito de conhecer os indicadores de desempenho, relacionados à produção de água e uso da energia elétrica nos SAA, este trabalho abordará a intensidade energética nos sistemas de abastecimento de água e identificará a magnitude

das despesas com eletricidade da Companhia de Saneamento do Pará (COSANPA) no Município de Marabá/PA.

Assim, a relação entre recursos energéticos e hídricos é estudada sob as perspectivas da importante utilização dos recursos energéticos no suprimento de água, visto que, objetiva o uso racional de água é energia, com isso, propor procedimentos para gestão hidroenergética dos SAA.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi desenvolvida no Município de Marabá localizado no sudeste paraense, distante cerca de 490 km da Capital paraense (Belém). A área de estudo foram os sistemas de abastecimento de água da Nova Marabá – Cidade Nova e da Marabá Pioneira. Esses SAA's são gerenciados pela Unidade de Negócios Tocantins (UNITO) da Companhia de Saneamento do Pará - COSANPA.

2.1 FASE 1 – ANALISE OPERACIONAL DOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO MUNICÍPIO DE MARABÁ/PA.

A análise operacional dos sistemas de abastecimento de água do município de Marabá foi dividida em 2 (duas) etapas:

2.1.1 Etapa 1 – Análise da produção de água dos sistemas de abastecimento de água.

Nessa etapa foi estimada a produção de água (m^3) nos sistemas de abastecimento de água. Para isso foi analisado os dados do volume de produção, obtido das planilhas de controle de água dos sistemas de abastecimento fornecida pela COSANPA de janeiro a dezembro de 2010, sendo realizada a análise situacional dos sistemas de abastecimento de água.

2.1.2 Etapa 2 – Análise do consumo e custo de energia elétrica dos sistemas de abastecimento de água.

Nessa etapa foi determinado o consumo (kWh) e custo (R$) de energia elétrica nos sistemas de abastecimento de água. Os valores foram determinados com base nos dados obtidos das planilhas de controle mensal da COSANPA do ano de 2010.

2.2 FASE 2 – DETERMINAÇÃO DE INDICADORES DE DESEMPENHO DOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO MUNICÍPIO DE MARABÁ/PA.

Nessa fase os dados da produção de água (m^3) dos sistemas de abastecimento, bem como, os valores em reais do consumo de energia elétrica (kWh) e o custo de energia (R$) pago pela COSANPA no ano de 2010, foram relacionados para determinação de indicadores de desempenho.

Os dados foram relacionados conforme as etapas descritas:

2.2.1 Etapa 1 – Relação do custo de energia elétrica e volume de água produzido

A relação foi em função do custo com energia elétrica (R$) nos meses pelo volume produzido de água (m^3). Os dados foram obtidos dos relatórios operacionais e das planilhas de consumo e custo de energia elétrica mensal da COSANPA no ano de 2010.

- R(cee/vp) = custo de EE(R$) / volume de água produzido (m^3)

2.2.2 Etapa 2 – Relação do consumo de energia elétrica e volume de água produzido

A relação será em função do consumo de energia elétrica (kWh) pelo volume produzido de água (m^3). Os dados foram obtidos dos relatórios operacionais e das planilhas de controle da COSANPA no ano de 2010.

Nessa etapa foi definida a quantidade de energia consumida nos sistemas abastecimento de água, ou seja, o número de quilowatt-hora consumido por metro cúbico de água entregue aos consumidores (kWh/m^3).

- R(ee/vp) = consumo de EE(kWh) / volume de água produzido (m^3)

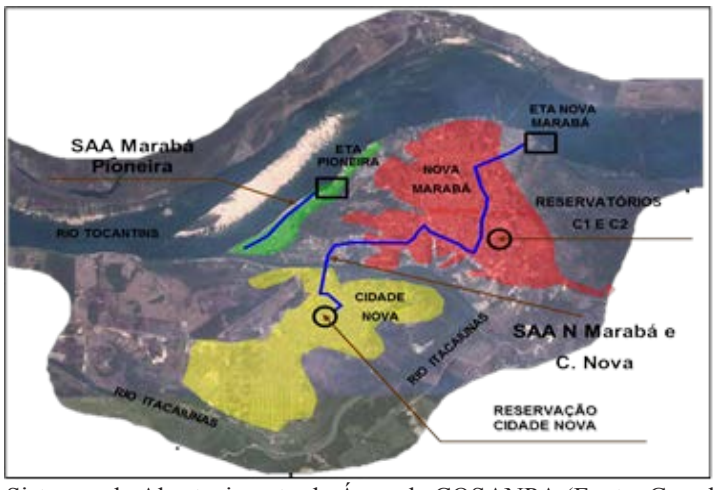
3 RESULTADOS E DISCURSSÃO

A COSANPA atende os núcleos urbanos da Nova Marabá, Cidade Nova e Marabá Pioneira, utilizando-se de 2 (dois) sistemas de abastecimento de água independentes, com captação de água do rio Tocantins, estação de tratamento de água, elevatórias, reservação e distribuição de água por meio de rede.

A seção seguinte são comentados os 2 (dois) sistemas de abastecimento de água (SAA's) da COSANPA, responsável pelo abastecimento de água da população urbana de Marabá-PA.

3.1 FASE 1 – ANALISE OPERACIONAL DOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO MUNICÍPIO DE MARABÁ/PA.

Os 2 (dois) Sistemas de Abastecimento de Água são independentes. O mais antigo, que atende exclusivamente ao núcleo Marabá Pioneira recebe água da Estação de Tratamento de Água da Marabá Pioneira (ETA PIONEIRA). E o segundo, e maior sistema, que atente ao núcleo Nova Marabá e parte do núcleo Cidade Nova recebe água da Estação de Tratamento de Água da Nova Marabá (ETA NOVA). No mapa 1 são identificando os Sistemas de Abastecimento de Água (SAA's) da COSANPA é mostrado localização no Município de Marabá.



Mapa 1 – Sistemas de Abastecimento de Água da COSANPA (Fonte: Google Earth, 2011).

Os Sistemas de abastecimento de água da COSANPA atendem a população de aproximadamente 88.000 habitantes, com índice de atendimento urbano de 47% do total de 186.000 habitantes. Os SAA apresentam total de 22.384 ligações, sendo que 18.831 estão ativas e 3.553 inativas.

Os sistemas de abastecimento de água de Marabá tem uma produção de 15,8 milhões m^3/ano, correspondendo a 10,26% do total de água produzido pela Companhia de Saneamento do Pará – COSANPA (154 milhões m^3/ano).

Os SAA consumiram 8.817 MWh/ano correspondentes a 5,6% do consumo total (157.045 MWh/ano) de energia elétrica da companhia, e tiveram uma despesa de aproximadamente R$ 2 milhões/ano correspondente 6,2% dos custos totais (R$ 32,4 milhões/ano) da COSANPA.

Na tabela 1 é mostrado o resumo geral da analise operacional dos sistemas de abastecimento de água de Marabá/PA, referente à produção de água e energia elétrica.

Tabela 1 – Resumo geral da analise operacional dos SAA's de Marabá/PA.

Resumo geral da analise operacional dos SAA's		
	Marabá Pioneira	**N. Marabá C. Nova**
Ligações Ativas (lig.)	2.093	16.738
Produção de água (m^3/ano)	2.628.000	13.132.800
Consumo EE (kWh)	929.402	7.887.662
Custo EE (R$)	192.438,05	1.804.004,56

Os SAA apresentam total de 18.831 ligações ativas, com volume de produção de água de 15,8 milhões de m^3/ano para atendimento das ligações, gerando consumo de energia elétrica (EE) da ordem de 8.817 MWh/ano, o que resultou em despesa de aproximadamente R$ 2 milhões/ano.

3.2 FASE 2 – DETERMINAÇÃO DE INDICADORES DE DESEMPENHO DOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DO MUNICÍPIO DE MARABÁ/PA.

3.2.1 Etapa 1 – Resultados da relação do custo de energia elétrica e volume de água produzido

Em relação à despesa com energia elétrica por volume de água produzido nos SAA (R$/$m^3$), constata-se que, os valores se mantiveram na Marabá Pioneira, e SAA Nova Marabá - Cidade Nova os valores foram mudando a cada mês, ficando os meses de setembro e outubro com valor R$ 0,17/m^3, superior a média geral de R$ 0,14/m^3.

O SAA Nova Marabá - Cidade Nova possui a maior despesa média com energia elétrica por metro cúbico de água produzido, R$ 0,14/m^3; e o SAA Marabá Pioneira a menor despesa, R$ 0,07m^3.

O aumento das despesas com eletricidade por metro cúbico de água produzida nos SAA pode proceder do aumento das tarifas de energia elétrica praticadas pelas concessionárias de energia junto às companhias de saneamento básico.

3.2.2 Etapa 2 – Resultado da relação do consumo de energia elétrica e volume de água produzido

O aumento do consumo de energia elétrica nos SAA de Marabá/PA é observado pela variação dos índices de intensidade energética (kWh/m^3) dos SAA, pois o aumento

da oferta de água produzida só ocorre no período do inverno. Na tabela 2 são mostrados os dados da intensidade energética nos SAA.

Tabela 2 – Intensidade Energética nos SAA de Marabá/PA no ano de 2010.

MESES	INTENSIDADE ENERGÉTICA NOS SAA (kWh/m^3)	
	N. Marabá e C. Nova	Marabá Pioneira
Janeiro	0,60	0,37
Fevereiro	0,61	0,36
Março	0,54	0,32
Abril	0,66	0,40
Maio	0,54	0,32
Junho	0,64	0,38
Julho	0,64	0,35
Agosto	0,59	0,33
Setembro	0,61	0,34
Outubro	0,63	0,36
Novembro	0,55	0,34
Dezembro	0,58	0,36
MÉDIA GERAL	**0,60**	**0,35**

As intensidades energéticas no SAA Nova Marabá - Cidade Nova variaram consideravelmente entre os meses, sendo que a maior intensidade ocorreu no mês de abril, com índice de 0,66 kWh/m^3 de água produzida e, a menor intensidade energética, em março e maio com 0,40 kWh/m^3.

No SAA Marabá Pioneira, a maior intensidade ocorreu no mês de abril, com índice de 0,40 kWh/m^3 de água produzida e, a menor intensidade energética, em março e maio com 0,32 kWh/m^3.

Para uma maior eficiência dos SAA, a companhia de saneamento do Pará deveria visualizar os consumos de água e energia como integrados, não de forma separada ou não relacionada, como habitualmente é feito. Cada litro de água que se move pelo sistema possui embutido um significante consumo de energia elétrica. As perdas de água na forma de vazamento, furto, desperdício do consumidor e distribuição ineficiente, afetam diretamente a quantidade de energia elétrica necessária para fazer a água chegar ao consumidor, ou seja, o desperdício de água leva ao desperdício de energia.

4 CONCLUSÕES

1. A despesa com energia elétrica é o segundo maior item de custo dos SAA de Marabá, representando 32,2% da despesa financeira.

2. O volume produzido de água (15,8 milhões m3/ano) nos sistemas de abastecimento de água de Marabá corresponde a 10,26% do total de água produzido pela COSANPA no estado do Pará.
3. Nos SAA foram consumidos 8.817 MWh/ano, correspondendo a 5,6% do consumo total (157.045 MWh/ano) de energia elétrica da companhia, o que resulta em despesa de aproximadamente R$ 2 milhões/ano, representando 6,2% dos custos totais (R$ 32,4 milhões/ano) da COSANPA.
4. O prestador dos serviços de saneamento deve realizar ações administrativas e operacionais. Entre as diversas ações estão macromedição, micromedição, setorização e automação.
5. A companhia gestora deve utilizar os indicadores de consumo específico de energia (expressos em kWh/m3), além dos indicadores do sistema da IWA referidos.
6. A partir de processos bem definidos e integrados, com indicadores e metas de melhoria estabelecidas, a companhia de saneamento estará fortemente apoiada em um modelo de gestão que garantirá o seu sucesso na busca da excelência e que proporcionará resultados como a redução dos custos.

5 REFERÊNCIAS

BRASIL. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgoto – série histórica 2003 a 2007. Brasília: Ministério das Cidades/Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental/Programa de Modernização do Setor Saneamento, 2011. (CD-ROM);

CONPANHIA DE SANEAMENTO DO PARA: Relatório de Controle Operacional. Diretoria de Operação: Belém, 2010.

Google Earth (2011) - software de visualização de terrenos via-satélite

MAGALHÃES, P. C. O custo da água gratuita. Ciência Hoje, São Paulo, v. 36 n. 211. p. 45-49, dez. 2004.

MINISTÉRIO DAS CIDADES [MCIDADES. SNSA]. Secretaria Nacional de Saneamento Ambiental. Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento: diagnóstico dos serviços de água e esgoto - 2009. Brasília, 2011. 616 p

SISTEMA NACIONAL DE INFORMAÇÕES SOBRE SANEAMENTO [SNIS]. Banco de dados SNIS. Série histórica. Brasil, 2009. Disponível em: <http://www.snis.gov.br/>. Acesso em: 10 ago. 2011.

QUALIDADE DA ÁGUA NO BAIXO RIO CAPIBARIBE, RECIFE, PERNAMBUCO

Simone Ferreira Teixeira[1,2], Susmara Silva Campos[3],
André Luiz Ramos Holanda de Andrade[2]

[1]Professora Adjunta do Instituto de Ciências Biológicas (ICB)/UPE. [2]Laboratório de Etnoecologia e Ecologia de Peixes Tropicais (LEPT), Universidade de Pernambuco. Rua Arnóbio Marques, 310, Santo Amaro. 53100-130. Recife, Pernambuco. Telefone: (81)3183-3300. <teixeirasf.upe@gmail.com>. [3]Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco – Campus Recife. Av. Luiz Freire, 500, Cidade Universitária. 53740-540. Recife, Pernambuco.

Resumo

O Capibaribe é considerado o principal rio de Pernambuco, e em Recife seu estuário encontra-se altamente impactado por ações antrópicas, principalmente efluentes domésticos, desmatamentos e aterros. Neste trabalho foram analisados os parâmetros hidrológicos temperatura, salinidade, potencial hidrogeniônico e oxigênio dissolvido, visando avaliar a qualidade da água do baixo rio Capibaribe. Os resultados indicaram o comprometimento da qualidade da água do baixo Capibaribe, principalmente quanto aos baixos teores de oxigênio dissolvido, mais pronunciados na estação mais afastada da foz, provavelmente associados ao lançamento de efluentes, enquanto que, próximo à foz o regime de marés contribui para a melhoria da qualidade da água.

Palavras-chave: parâmetros físico-químicos; variação sazonal; rio urbano.

1. INTRODUÇÃO

O Rio Capibaribe possui uma das principais bacias hidrográficas de Pernambuco e, em todo o seu percurso, está extremamente impactado por atividades industriais, efluentes e resíduos domésticos, situação agravada na porção do baixo Capibaribe, área estuarina que compreende a região metropolitana de Recife. Segundo a Agência Estadual do Meio Ambiente - CPRH (2013c), a área estuarina do Rio Capibaribe perdeu espaços para a expansão urbana, devido a desmatamentos, aterros e movimentação de terras, descaracterizando o ambiente.

O estado de Pernambuco é privilegiado pela quantidade de estuários que possui, no entanto os mesmos estão sendo gradativamente destruídos pelas ações antrópicas (CPRH, 2013b). A alta concentração humana mal planejada faz com que essas regiões sejam intensamente impactadas por efluentes domésticos e industriais e pela destruição das áreas verdes contíguas, motivada pela exploração imobiliária desordenada.

Neste contexto, o presente trabalho objetivou analisar os parâmetros físico-químicos de qualidade da água do baixo Rio Capibaribe, considerando sua relevância para Pernambuco.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO

O Rio Capibaribe tem sua nascente entre os municípios de Poção e Jataúba, em Pernambuco (alto Rio Capibaribe), e sua foz em Recife, Pernambuco, Brasil (baixo Rio Capibaribe). Sua bacia apresenta uma área de 7.454,88 km2 e é considerada uma das mais importantes do estado (PERNAMBUCO, 2010).

Seu curso até o estuário compreende 270 km (CESÁRIO, 2006). Passa por duas sub-regiões climáticas distintas: a do Agreste pernambucano, entre o alto e o médio Capibaribe, com clima predominantemente quente e semiárido (tipo BSh segundo a classificação de Köppen) e o da Zona da Mata, no baixo Capibaribe, onde predomina um clima tropical úmido com regime pluviométrico marcado por duas estações, uma de estiagem, durante o período de primavera-verão; e, outra chuvosa, entre o outono-inverno (tipo As') (SILVA, 2003).

A área estuarina do Rio Capibaribe se inicia no município do Recife, próximo a Ponte da Caxangá, no bairro da Várzea, e segue até sua foz, no Porto do Recife. Antes de desembocar no mar o rio se divide em dois braços, um seguindo para o sul, atualmente reduzido a um braço morto em decorrência de aterros frequentes, e o outro braço para o norte, até sua foz (SILVA, 2003).

2.2 COLETA DOS DADOS

Foram determinadas duas estações de amostragem no baixo Rio Capibaribe, em Recife, uma no bairro da Torre (estação Torre) (08°02'75'' S e 34°54'18'' O) e outra na

Ilha do Retiro (estação Ilha) (08°03'76'' S e 34°54'07'' O), próximo a sua foz (Figura 1).

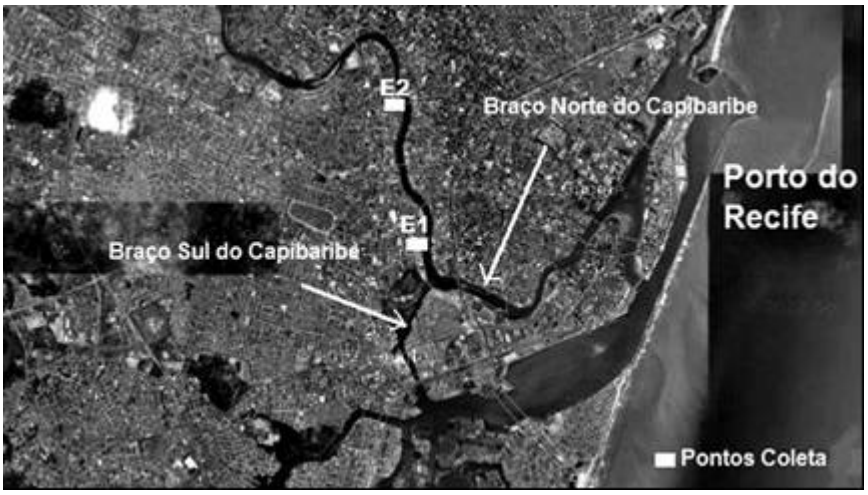


Figura 1. Localização das estações amostrais no baixo Rio Capibaribe, em Recife/PE (E1: estação Ilha e E2: estação Torre). Fonte: adaptado do Googlemaps (2013).

As coletas de dados superficiais foram realizadas *in situ*, mensalmente, de setembro de 2006 a dezembro de 2008 e, bimestralmente, de fevereiro de 2009 a dezembro de 2012, em marés variando de 0,1 a 0,7. Para a aferição da temperatura (^{o}C), salinidade (UPS), oxigênio dissolvido (OD em mg/L) e potencial hidrogeniônico (pH) foi utilizada uma sonda multiparâmetros.

2.3 ANÁLISE DE DADOS

Para as análises de sazonalidade foram considerados o período de estiagem, compreendendo os meses de setembro a fevereiro, e o período chuvoso, de março a agosto. Os parâmetros físico-químicos foram testados quanto à normalidade e homocedasticidade através dos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett, respectivamente. O teste de Kruskal-Wallis, ao nível de 0,05, foi utilizado para avaliar as diferenças entre os períodos de estiagem e chuvoso, por ano, para cada estação estudada.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores dos parâmetros físico-químicos de qualidade da água analisados durante o período, em cada estação, estão apresentados na Tabela 1 e Figura 2.

Tabela 1 – Valores da média e do desvio padrão dos parâmetros físico-químicos do baixo rio Capibaribe, nas estações Torre e Ilha, nos anos de 2006 a 2012.

Anos	Parâmetros físico-químicos							
	T (°C)		UPS		OD (mg/L)		pH	
	Torre	Ilha	Torre	Ilha	Torre	Ilha	Torre	Ilha
2006	30,2±0,7	30,8±0,9	1,0±1,0	2,4±2,0	3,3±1,1	4,9±2,5	7,0±0,3	7,3±0,2
2007	28,0±2,0	29,1±2,1	1,8±4,1	3,1±4,7	2,8±2,1	3,6±2,2	7,3±0,6	7,3±0,5
2008	29,6±1,7	29,2±1,7	2,4±2,7	3,4±2,2	3,1±2,3	3,8±2,6	7,6±1,8	8,0±1,0
2009	28,2±1,4	28,7±1,4	0,8±0,7	1,1±1,4	1,1±0,8	2,4±2,2	8,3±0,9	8,3±1,6
2010	28,6±1,9	28,8±2,1	1,1±0,9	2,6±3,0	2,1±1,3	2,9±1,5	5,4±2,6	6,3±0,8
2011	28,0±1,3	28,4±1,3	0,5±0,3	0,5±0,3	3,2±1,7	3,5±1,9	6,7±1,5	6,5±0,8
2012	28,6±1,4	29,1±1,4	1,6±1,0	2,7±1,6	1,4±1,4	4,7±3,5	7,2±0,8	6,9±0,6

3.1 TEMPERATURA

A temperatura do meio aquático está diretamente relacionada com a penetração luminosa que, juntamente com os diferentes comprimentos de ondas, é responsável pelo balanço térmico da água (SCHÄFER, 1985). Assim, a oscilação da temperatura da água está diretamente relacionada com a temperatura do ar.

A importância da temperatura da água está na influência que exerce sobre o ritmo dos processos químicos, a solubilidade do oxigênio, a produtividade e ritmo biológico dos organismos (ESTEVES, 1998; KLEEREKOPER, 1990).

A temperatura da água no baixo Rio Capibaribe variou de 24,6 a 31,8ºC na Torre, e de 25 a 31,8ºC na Ilha, observando-se amplitude similar entre as estações. A menor média anual foi observada em 2007, na Torre (28,0±2,0) e a maior em 2006, na Ilha (30,8±0,9).

Sazonalmente, verificou-se uma tendência dos menores valores da temperatura da água no período chuvoso e dos mais elevados no período de estiagem, como observado por Noronha et al. (2010), na Bacia do rio Timbó, PE e por Bastos et al. (2011), no estuário do Rio Maracaípe. Os anos de 2009 e 2011 apresentaram diferença sazonal significativa nas estações Torre ($p=0,0495$) e Ilha ($p=0,0495$), provavelmente,

associadas às maiores diferenças climatológicas que houve entre os períodos de estiagem e chuvoso nestes anos, em virtude do fenômeno El Niño.

3.2 SALINIDADE

Durante o período estudado, a salinidade variou de 0 a 14 UPS, na Torre, e de 0 a 15 UPS, na Ilha. Apesar da amplitude semelhante em ambas as estações, observa-se a tendência dos maiores valores de salinidade na Ilha (Figura 2), que pode ser explicado pela proximidade com o mar adjacente. Mesmo com a tendência de menores valores na Torre, observa-se claramente a influência da cunha salina. A menor média anual de salinidade foi em 2011 (0,5±0,3 em ambas as estações) e a maior em 2008, na Ilha (3,4±2,2).

Sazonalmente, verificou-se que nos anos de 2009 e 2010 houve diferença significativa nas estações de coleta (p=0,0495 para ambas as estações) e, em 2008, houve diferença sazonal significativa somente na estação Ilha (p=0,0334). Conforme Bastos et al. (2005) os estuários apresentam variações sazonais nos níveis de salinidade, influenciadas pelas marés, pelo influxo de água doce proveniente dos rios e pela drenagem terrestre ocasionada pelas chuvas.

3.2 OXIGÊNIO DISSOLVIDO

No período analisado, o oxigênio dissolvido variou de 0,16 a 8,1 mg/L, na Torre, e de 0,19 a 10,52 mg/L, na Ilha. A menor média anual foi observada em 2009, na Torre (1,1±0,8 mg/L) e a maior em 2006, na Ilha (4,9±2,5 mg/L). Observa-se a predominância de valores inferiores a 5,0 mg/L, principalmente na Torre (Figura 2). Sazonalmente, verificou-se que no ano de 2009 houve diferença significativa na estação Ilha (p=0,0495), provavelmente relacionada à maior variação da salinidade e da temperatura da água neste ano, como observado por Bastos (et al., 2005).

A Resolução CONAMA nº 357/05, que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água para o seu enquadramento, estabelece que, para águas doces (com salinidade igual ou inferior a 0,5 UPS) de Classe 2 e salobras (com salinidade superior a 0,5 e inferior a 30 UPS) de Classe 2, os valores de oxigênio dissolvido não devem ser inferiores a 5 e 4 mg/L, respectivamente. De acordo com o CPRH (2013), os baixos valores de OD são resultantes do lançamento de efluentes domésticos, industriais e

resíduos agroindustriais, principalmente no baixo Rio Capibaribe, onde se encontram os piores efeitos causados pela urbanização.

3.3 pH

O pH é um fator relevante nos processos químicos e biológicos e, de acordo com NORONHA et al. (2010) a toxicidade dos poluentes pode ser incrementada pelo aumento da acidez ou alcalinidade.

No período estudado, o pH variou de 1,77 a 10,0, na Torre, e de 5,3 a 11,7 na Ilha. A menor média anual foi observada em 2010 na Torre (5,4±2,6) e a maior em 2009, na Ilha (8,3±1,6), com uma leve tendência alcalina, demonstrando a influência marinha, como relatado por Bastos (et al., 2005) para o estuário do Rio Una. Sazonalmente, verificou-se que no ano de 2011 houve diferença significativa na estação Torre ($p=0,0495$).

A Resolução CONAMA nº 357/05 estabelece que, para águas doces de Classe 2 e salobras de Classe 2, os valores de pH não devem ser inferiores ao intervalo de 6 a 9 e 6,5 a 8,5, respectivamente. Observa-se uma tendência dos valores nessas amplitudes determinadas pelo CONAMA, principalmente na Ilha. Na Torre, os valores de pH apresentaram maiores variações em relação à média. De forma geral, as médias aumentaram em direção à foz, o que, segundo Noronha et al. (2010), indica a eficiência do sistema tampão das águas salinas na reciclagem dos recursos químicos e biológicos.

4. CONCLUSÃO

O baixo rio Capibaribe vem sendo de forma contínua impactado pelas ações antrópicas, ao longo do seu curso, o que tem afetado diretamente na sua qualidade, observado principalmente pelos baixos níveis de oxigênio dissolvido, provavelmente associados ao grau de eutrofização da água, especialmente nos locais mais afastados na foz enquanto que, próximo à foz observou-se a relevância do regime de marés para a melhoria da qualidade da água.

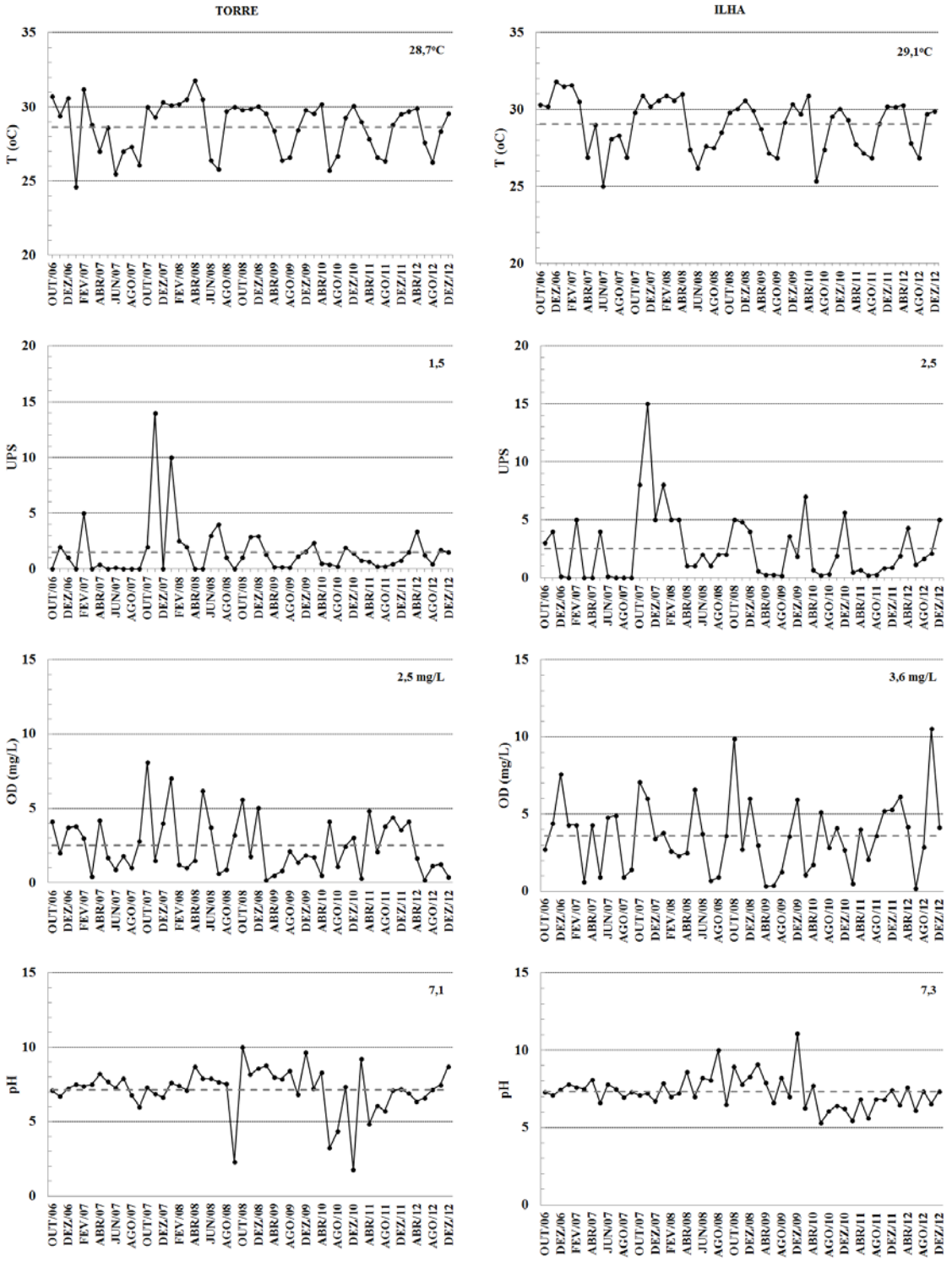


Figura 2. Variação mensal dos parâmetros físico químicos do baixo rio Capibaribe, nas estações Torre e Ilha, nos anos de 2006 a 2007. Linha tracejada representa o valor médio dos dados, em todo o período de estudo, destacado no canto superior direito.

5. REFERÊNCIAS

AGENCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE - CPRH. *Relatório de monitoramento de bacias hidrográficas do Estado de Pernambuco – 2011*. Recife, 2013a. 103p.

AGENCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE - CPRH. In: <http://www.cprh.pe.gov.br/perfis_ambientais/areas_estuarinas/principais_problemas/39751%3B34671%3B180204%3B0%3B0.asp>. 2013b. Acesso em 17/03/2013.

AGENCIA ESTADUAL DE MEIO AMBIENTE - CPRH. In: <http://www.cprh.pe.gov.br/perfis_ambientais/areas_estuarinas/%C1reas%20Estuarinas%20Rio%20Capibaribe/39755%3B33713%3B180218%3B0%3B0.asp>. 2013c. Acesso em 17/03/2013.

BASTOS, R.B.; FEITOSA, F.A.N.; MUNIZ, K. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrologia no estuário do Rio Una (Pernambuco – Brasil). *Tropical Oceanography*, Recife, 2005. v. 33, n. 1, p. 1–18.

BASTOS, R.B.; FEITOSA, F.A.N.; KOENING, M.L.; MACHADO, R.C.A.; MUNIZ, K. Caracterização de uma zona costeira tropical (Ipojuca-Pernambuco-Brasil): produtividade fitoplanctônica e outras variáveis ambientais. *Braz. J. Aquat. Sci. Technol*., 2011, 15(1): 01-10.

CESÁRIO, M.F.P. Um estudo da viabilidade do uso turístico do rio Capibaribe no Recife. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE. 2006.

ESTEVES, F.A. *Fundamentos de Limnologia*. 2 ed. Rio de Janeiro: Interciências, 1998. 602 p.

KLEEREKOPER, H. *Introdução ao estudo da limnologia*. 2 ed. Porto Alegre: Ed. da UFRGS, 1990.329 p.

NORONHA, T.J.M.; SILVA, H.K.P.; DUARTE, M.M.M.B. Avaliação dos impactos antrópicos e a qualidade da água do Estuário do Rio Timbó, Pernambuco, Brasil. *CIENTEC Revista de Ciência, Tecnologia e Humanidades do IFPE* - Ano II, Nº 1 Fevereiro/2010.

PERNAMBUCO. Plano hidroambiental da bacia hidrográfica do rio Capibaribe: Tomo I - diagnóstico hidroambiental volume 01/03, Projetos Técnicos. Recife, 2010. 319 p.

SCHÄFER, A. *Fundamentos de Ecologia e Biogeografia das Águas Continentais*. Porto Alegre: Ed. da Universidade, UFRGS, 1985. 532 p.

SILVA, J.P.S. Sedimentologia, batimetria, qualidade da água e vulnerabilidade do rio Capibaribe na cidade do Recife-PE. Dissertação de mestrado. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE. 2003.

TEMA DE INTERESSE: QUALIDADE DO AMBIENTE

EFICIÊNCIA DE TRATAMENTO DE ÁGUA CINZA PELO BIOÁGUA FAMILIAR[1]

Solange Aparecida Goularte Dombroski[2], Fábio dos Santos Santiago[3],
Felipe Tenório Jalfim[4], Isabella Cristina Guerra Moreira Dias[5]

Resumo

A disponibilidade e qualidade de água na região Semiárida são fundamentais para o desenvolvimento da agricultura familiar. É comum o escoamento de água cinza para o solo e corpos hídricos das residências rurais. Essa água quando tratada é importante para convivência com Semiárido. Neste sentido, o Projeto Dom Helder Camara/MDA-FIDA/GEF em parceria com a UFERSA e a ATOS vêm realizando uma pesquisa na comunidade de São Geraldo, Olho D'água do Borges-RN, sobre um sistema de tratamento e reuso de água cinza, denominado de Bioágua Familiar. O sistema consiste na coleta da água cinza; filtragem biológica com húmus/minhoca (*Eisenia foetida*) para decomposição dos compostos orgânicos; filtragem física com pó de serra, areia lavada, cascalho e seixos; e reuso de efluente com irrigação por gotejamento na produção de hortaliças e frutas agroecológicas. Este trabalho avalia a qualidade da água cinza tratada entre 2009 e 2010. Os resultados demonstram que em 2010 houve maior eficiência de remoção de DQO(81%), DBO(81%) e COT(76%) em relação a 2009. Esse mesmo comportamento foi verificado para *Eschericha coli* e ovos de helmintos, que atenderam à diretriz da OMS para irrigação restrita e irrestrita, respectivamente. Infere-se que a diminuição da TAS_{filtro} promoveu a melhoria da eficiência do filtro.

Palavras-chave: Filtragem biológica, reuso de água cinza, agricultura familiar**.**

INTRODUÇÃO

A água é elemento essencial ao desenvolvimento humano, atividades industriais, agrícolas e manutenção dos ciclos biológicos, geológicos e químicos, que garantem o equilíbrio dos ecossistemas.

O semiárido brasileiro caracteriza-se, sobretudo, pela escassez de água, resultante da ocorrência de chuvas em períodos de três a cinco meses por ano e irregularmente distribuídas

[1] Artigo científico escrito para o 7º Encontro Internacional das Águas, 15 a 17 de maio.

[2] Professora da UFERSA. Avenida Francisco Mota, 572. Costa e Silva, Mossoró – RN. solangedombroski@ufersa.edu.br
[3] Coordenador Técnico do PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira, 122. Santo Amaro, Recife – PE. fabiosantiago@dom.gov.br
[4] Coordenador de Planejamento do PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira, 122. Santo Amaro, Recife – PE. fjalfim@dom.gov.br
[5] Estagiária do PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira, 122. Santo Amaro, Recife – PE. isabella@dom.gov.br

no tempo e no espaço. Hespanhol (2002) afirma que a agricultura depende do suprimento de água e que a sustentabilidade da produção de alimentos não poderá ser mantida sem critérios inovadores de gestão. Segundo Pollice et al. (2003) o reuso planejado de águas pode ser uma importante alternativa para a produção de alimentos em economias baseadas na agricultura, principalmente, para as regiões áridas e semiáridas. O conceito de "substituição de fontes" mostra-se como alternativa a demandas menos restritivas, liberando as água de melhor qualidade para usos mais nobres, como o abastecimento doméstico (Hespanhol, 2002).

Com objetivo de gerar referência para convivência com o Semiárido aliada às condições climáticas inerentes da região, o Projeto Dom Helder Camara/Secretaria de Desenvolvimento Territorial/Ministério do Desenvolvimento Agrário – Fundo Internacional para Desenvolvimento da Agricultura/Fundo Global para o Meio Ambiente, em parceria com a Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) e a ONG ATOS, desenvolveu um sistema de tratamento de água cinza denominado Bioágua Familiar. A estratégia é o reuso de água cinza tratada oriunda de residências rurais para a produção agroecológica de frutas e hortaliças por famílias de agricultores. Se por um lado, resolve uma questão ambiental por proteger os solos e os corpos hídricos de poluição, por outro lado, contribui para melhoria da saúde pública.

Esta pesquisa visa avaliar a eficiência do sistema Bioágua Familiar no tratamento de água cinza entre 2009 e 2010 para a produção agrícola em quintais de residências rurais no semiárido nordestino, através de sistema de irrigação por gotejamento.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho vem sendo realizado em três residências da zona rural do município de Olho D´Água do Borges, comunidade de São Geraldo, no Sertão do Apodi, Estado do Rio Grande do Norte. Contudo, os resultados que serão apresentados neste trabalho são do monitoramento e avaliação de eficiência de uma das três residências, chamado de sistema Bioágua Familiar I.

A água cinza é proveniente do chuveiro, lavatório, pia de cozinha, tanque ou máquina de lavar, com exceção à água do vaso sanitário. O filtro biológico de tratamento do Sistema Bioágua é composto pelos os seguintes componentes:

Rede de PVC: composta por cano de PVC, com especificação técnica de acordo com a oferta de água, que converge a água cinza da residência rural para distribuição no filtro biológico;
Filtro biológico: unidade de fluxo descendente com área superficial 1,77 m², dotado de duas camadas de material orgânico (húmus e serragem de madeira), 1kg de minhoca e três camadas de material inorgânico (areias lavada, cascalho e seixo rolado), distribuídas em profundidade de 1,00 m em anéis de concreto armado. Tem capacidade de tratamento de água até 400 litros, de modo a manter a eficiência do sistema e a vida e reprodução das minhocas;
Tanque de Reuso: sistema de armazenamento com capacidade de 1.770 litros, também construído de anel de concreto e com tampa, para evitar a evaporação, surgimento de algas e proliferação de mosquitos;
Irrigação: o sistema de irrigação por gotejamento é acoplado a partir do tanque de reuso (sistema em que o operador não tem contato direto com a água e maior eficiência no uso da água de reuso).

Foram realizadas duas amostragens entre os dois anos da pesquisa. Cada amostragem foi composta por 10 amostras e coletadas em intervalo mensal. Os frascos de coletas para os diferentes parâmetros investigados foram disponibilizados pelo laboratório especializado, o qual possui acreditação do INMETRO-ISO 17025. Cada coleta foi realizada de acordo com as recomendações da APHA et al. (1998) e as amostras preservadas sob refrigeração a 4ºC com o uso de gelo em caixa térmica. Os parâmetros típicos de qualidade de efluente tratado de água cinza pelo Bioágua Familiar avaliados foram: Demanda Química de Oxigênio (DQO), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Carbono Orgânico Total (COT), *Eschericha coli* e ovos de helmintos.

Foram monitoradas a produção e vazão de água cinza pela residência através de hidrômetros instalados antes e depois do filtro biológico e anotações em relógios digitais. Para determinação da vazão foi utilizado o método que anota o volume de água produzida pela residência familiar por unidade de tempo. Com a determinação da vazão do sistema foi possível estimar a Taxa de Aplicação Superficial (TAS).

Resultados e Discussão

A produção de água cinza varia de acordo com o tamanho da família, oferta de água e outros fatores. Em 2009 a produção média de água cinza foi determinada em 843 L/d, resultando em um valor médio da TAS_{filtro} de 0,477 m³/m².d. Nestas condições, observou-se a saturação do filtro biológico em diferentes horários e dias e mortalidade das minhocas. Isso levou a construção, em 2010, de mais um filtro que operasse em paralelo com o já existente, passando a TAS_{filtro} de 0,477 m³/m².d para 0,187 m³/m².d.

Na Tabela 1 é possível observar os valores médios de água cinza bruta (afluente) e cinza tratada (efluente) dos parâmetros de DQO, DBO e COT em 206, 63 e 59,7 mg/L, e eficiências de remoção de 74%, 78% e 65,8%, respectivamente.

Tabela 1. Tratamento estatístico de parâmetros de DQO, DBO e COT na água cinza bruta e tratada pelo filtro biológico em 2009.

Parâmetros	DQO (mgO_2/L)		DBO (mgO_2/L)		COT (mg/L)		Eficiência de remoção (%)		
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	DQO	DBO	COT
Maior valor	1580	374	662	116	671	147	91,2	93,7	99,4
Menor valor	332	76	108	24	51,6	1,7	50,4	58,7	18,3
N° de dados	9	9	9	9	9	9	8	8	8
Média	872	206	346	63	289,2	59,7	74	78	65,8
Desvio padrão	400	108	161	34	244,3	44,1	12	11	27,1

Em 2010, foi verificada a melhoria de eficiência de remoção em relação a 2009 dos parâmetros de DQO, DBO e COT, conforme a Tabela 2. O aumento percentual entre os anos para os referidos parâmetros ficou em 9,46%, 3,8% e 15,15%, respectivamente.

Tabela 2. Tratamento estatístico de parâmetros de DQO, DBO e COT na água cinza bruta e tratada pelo filtro biológico em 2010.

Parâmetros	DQO (mgO_2/L)		DBO (mgO_2/L)		COT (mg/L)		Eficiência de remoção (%)		
	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	Afluente	Efluente	DQO	DBO	COT
Maior valor	2370	405	1173	184	579	152	99,8	99,7	99,2
Menor valor	331	5	135	2	118	2,1	38	27	10,2
No de dados	11	10	11	10	11	10	10	10	10
Média	1222	149	546	66	295,2	47,4	81	81	76,0
Desvio padrão	649	112	310	51	142,1	46,9	18	21	27,8

O melhor desempenho de eficiência de remoção de parâmetros analisados de acordo com a Tabela 2 em 2010, possivelmente, teve relação com a diminuição da $TAS_{filtro.}$ Infere-se que

esteja relacionada com maior tempo de fluxo de água nas camadas do filtro biológico até chegar ao tanque de reuso, fundamental para atuação das minhocas e a filtragem física.

Para DQO e DBO as eficiências de remoção verificadas neste estudo para o sistema Bioágua Familiar I foram comparáveis às típicas obtidas em Reator UASB (Tabela 3), seguido de escoamento superficial para esgoto doméstico, segundo apresentado por Oliveira et al. (2005 apud Dos Santos, 2007), que são: DQO: eficiência média de remoção de 70 a 85%; DBO: eficiência média de remoção de 77 a 90%;

Tabela 3. Comparação da eficiência de remoção do Bioágua Familiar com o Reator UASB seguido de escoamento superficial para escoamento doméstico em 2009 e 2010.

Parâmetro	Bioágua Familiar		Reator UASB
	2009	2010	
DQO (%)	74	81	70 - 85
DBO (%)	78	81	77 - 99

A Tabela 4 apresenta o tratamento estatístico de parâmetros como *Eschericha coli* e ovos de helmintos verificados em 2009. Segundo Peters (2006), embora a água cinza não possua contribuição fecal da bacia sanitária, de onde provém a maioria dos microrganismos patogênicos, atividades como lavar as mãos, preparação de alimentos, lavagem de roupas contaminadas como fraldas, ou o próprio banho, constituem possíveis fontes de contaminação, conforme observação na Tabela 4. Ainda nesta tabela, é possível notar que a eficiência de remoção de *Eschericha coli* foi negativa para o menor valor encontrado, provavelmente influenciado por contaminação de agentes externos de poluição ao sistema de tratamento.

Em 2009, quando o filtro biológico do sistema Bioágua Familiar I operava com uma TAS_{filtro} média de 0,477 $m^3/m^2.d$, observaram-se valores de *E. coli* entre $2{,}0x10^3$ a $1{,}8x10^6$ NMP/100mL no efluente, com valor médio de $1{,}5x10^5$ NMP/100mL (Tabela 4). Considerando os valores médios do efluente e do afluente ($4{,}6x10^5$ NMP/100mL), verificou-se uma remoção de *E. coli* menor que uma unidade logarítmica.

Tabela 4. Tratamento estatístico de parâmetros de *Eschericha coli* e ovos de helmintos na água cinza bruta e tratada pelo filtro biológico em 2009.

Parâmetros	*E. coli* (NMP/100mL)		Eficiência de remoção de *E. coli* (%)	Ovos de helmintos (ovos/L)	
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente
Maior valor	6.867.000,00	1.782.000,00	99,2	231	223
Menor valor	38.730,00	1.986,00	-39,7	***1***	***1***
Número de dados	9,00	9,00	7	9	9
Média	462.709,67	150.134,18	48,2	27	27
Desvio padrão	2.257.266,93	684.473,78	56,2	77	74

Ainda em 2009, em relação aos ovos de helmintos o filtro não mostrou desempenho suficiente de remoção desses patógenos para atender a diretriz da Organização Mundial da Saúde (OMS), já que, no efluente, o número de ovos de helmintos/L foi maior que 1 quando o afluente também apresentou superior que 1 ovo/L. Para a comparação com o ano anterior, a Tabela 5 apresenta o tratamento estatístico de parâmetros de *E. coli* e ovos de helmintos observados em 2010.

Tabela 5. Tratamento estatístico de parâmetros de *Eschericha coli* e ovos de helmintos na água cinza bruta e tratada pelo filtro biológico em 2010.

Parâmetros	*E. coli* (NMP/100mL)		Eficiência de remoção de *E. coli* (%)	Ovos de helmintos (ovos/L)	
	Afluente	Efluente		Afluente	Efluente
Maior valor	1.413.600.000,00	836.000,00	99,998	109	1
Menor valor	292.000,00	310,00	68,8	***1***	***1***
Número de dados	11	11	11	11	10
Média	8.950.106,82	21.412,11	95,3	12	1
Desvio padrão	423.397.898,47	248.191,59	10,0	32	0

Quando o filtro passou a operar com uma TAS_{filtro} menor em 2010, em torno de 0,187 $m^3/m^2.d$, observou-se uma melhora em relação à redução de *E. coli*, com uma concentração média no efluente de 2,1 x 10^4 NMP/100 mL de *E. coli,* implicando em uma redução de 2 unidades logarítmicas (TABELA 5).

Com relação à concentração de ovos de helmintos todos os resultados referentes ao efluente à unidade filtrante foram < 1 ovo/L (Tabela 5), o que atende a diretriz da OMS para irrigação restrita ou irrestrita.

A diretriz da OMS para irrigação irrestrita, a partir de tratamento de água cinza, de culturas a serem ingeridas cruas (WHO, 2006) consiste em <1ovo/L e $<10^3$ *E.coli*/100mL ou 10^4 *E.coli*/100Ml para espécies vegetais que se desenvolvem distantes do nível do solo ou irrigação por gotejamento.

Os monitoramentos realizados em 2009 e 2010 mostraram que as concentrações médias de *E. coli* ($1,5x10^5$ e $2,1x10^4$, respectivamente) nos efluentes ao filtro do sistema Bioágua Familiar I não atenderam à diretriz da OMS para irrigação irrestrita ($<10^3$NMP/100 mL, podendo ser flexibilizado para $<10^4$NMP/100 mL: WHO, 2006). Para irrigação restrita, o valor médio verificado no efluente em 2010 atendeu à diretriz da OMS ($<10^5$NMP/100 mL, podendo ser flexibilizado para $<10^6$NMP/100 mL: WHO, 2006).

Conclusão

A melhor eficiência do filtro biológico está relacionada com a diminuição da $TAS_{filtro,}$ de modo que em 2010 os parâmetros microbiológicos atenderam aos padrões da OMS para irrigação restrita. Para tanto, recomenda-se que a TAS_{filtro} seja menor que 0,187 $m^3/m^2.d$.

A melhoria da eficiência de remoção de parâmetros como DBO, DQO e COT contribuirá para irrigação por gotejamento, evitando problemas de entupimento dos emissores.

Referências

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION (APHA); AMERICAN WATER WORKS ASSOCIATION (AWWA); WATER ENVIRONMENT FEDERATION (WEF). **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 20ed. Washington: APHA-WEF, 1998.

DOS SANTOS, A. B.; DA SILVA, M. E. R. Tecnologias de tratamento de esgoto. In: **Reúso de águas em irrigação e piscicultura**. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará – Centro de Tecnologia, 2007. cap. 2.

HESPANHOL, I**. Potencial de Reuso de Água no Brasil:** agricultura, indústria, municípios, recarga de aqüíferos. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, São Paulo, v. 7, n. 4, out./nov., 2002.

OLIVEIRA, S. M. A.; VON SPERLING, M. **Avaliação comparativa de seis tecnologias de tratamento de esgoto, em termos de atendimento a padrões de lançamento**. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 2005, Campo Grande. Anais eletrônico. Rio de Janeiro: ABES, 2005. p. 1-7

PETERS, M. R. **Potencialidade de uso de fontes alternativas de água para fins não potáveis em uma unidade residencial**. 109 f. Dissertação (Mestrado). Centro Tecnológico. Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2006.

POLLICE, A.; LOPEZ, A.; LAERA, G.; RUBIDO, P.; LONIGRO, A. **Tertiary filtered municipal wastewater as alternative water source in agriculture: a field investigation in Southern Italy.** Science of the total environment, Elsevier, 2003.

WORLD HEALTH ORGANIZATION (WHO). **Guidelines for the safe use of wastewater, excreta and graywater**. Excreta and greywater use in agriculture. v. IV. Geneva: World Health Organization, 2006.

TRATAMENTO DA VINHAÇA: EFEITOS NA REDUÇÃO DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

Vitor Amigo Vive[1], Maria Cristina Rizk[2]

[1] Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – Faculdade de Ciências e Tecnologia, campus de Presidente Prudente. Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Bolsista FAPESP. Endereço: Rua Roberto Simonsen, n. 305, Presidente Prudente-SP. CEP: 19060-900. Contato: vitorvive@hotmail.com.

[2] Professor Assistente Doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – Faculdade de Ciências e Tecnologia, campus de Presidente Prudente. Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Endereço: Rua Roberto Simonsen, n. 305, Presidente Prudente-SP. CEP: 19060-900. Contato: crisrizk@fct.unesp.br.

Resumo

Um dos motivos de aumento das preocupações com o meio ambiente é devido ao crescimento do setor sucroalcooleiro, que ocorre de forma significativa no Brasil. A produção de álcool acarreta em grandes volumes de resíduos, principalmente a vinhaça, sendo que são produzidos aproximadamente 13 litros de efluente por litro de álcool destilado. Este resíduo apresenta elevadas concentrações de nitrato, potássio e matéria orgânica, de modo que, se disposto de forma inadequada, pode prejudicar as propriedades físicas e químicas do solo e contaminar os recursos hídricos superficiais e subterrâneos. Assim, este trabalho estudou o tratamento da vinhaça antes do seu descarte no meio ambiente por meio do processo oxidativo avançado H_2O_2/UV, onde os principais resultados obtidos para remoção de DQO e cor foram de 24 e 39%, respectivamente, em pH 3,0 e na concentração de 5,51 $g.L^{-1}$ de H_2O_2, e para remoção de turbidez foi de 56% em pH 7,0 e na concentração de 5,51 $g.L^{-1}$ de H_2O_2.

Palavras-chave: contaminação dos recursos naturais, efluentes industriais, processos oxidativos avançados.

INTRODUÇÃO

Nos últimos tempos, as áreas de produção de cana-de-açúcar (*Saccharum* sp.) vêm aumentando continuamente, sobretudo na região Centro-Oeste do Brasil. Concomitantemente ao aumento da produção de álcool, é também acrescido à produção de vinhaça, efluente denso produzido a partir de processos de destilação do álcool, de cor escura, com carga orgânica elevada e pH ácido (ZAYAS *et al*., 2007). Geralmente, o teor de matéria orgânica da vinhaça é equivalente a uma demanda biológica de oxigênio (DBO_5) na ordem de 25.000 a 45.000 $mg.L^{-1}$ e uma demanda química de oxigênio (DQO) de 70.000 a 120.000 $mg.L^{-1}$ (LEAL *et al*., 2003). Como consequência, a vinhaça tem um poder altamente poluente e, considerando-se que a produção de 1 tonelada de álcool anidro gera 16 m^3 de vinhaça, em média, a eliminação da vinhaça representa um passivo ambiental grave (VLYSSIDES *et al*., 1997).

Segundo Freire e Cortez (2000), o poder poluente da vinhaça é cerca de cem vezes maior que o do esgoto doméstico justamente em decorrência da sua riqueza em matéria orgânica, sólidos dissolvidos e baixo pH, onde os valores elevados destes parâmetros são suficientes para considerar a vinhaça altamente nociva à fauna e à flora.

Devido a altas concentrações de cor associadas aos sólidos suspensos, este efluente pode obstruir a penetração de luz e os processos fotossintéticos quando lançado em corpos hídricos, além de contribuir para o aumento do consumo de oxigênio, causando a morte de peixes e de plantas, destruindo a flora e a fauna aquática e dificultando o aproveitamento dos mananciais contaminados como fonte de abastecimento de água potável (FITZGIBBON *et al.,* 1995). Além disso, a vinhaça no final da produção do etanol possui temperatura entre 50 e 80ºC, onde o seu lançamento em corpos d'água implica na elevação da temperatura e na diminuição de oxigênio dissolvido, podendo alcançar níveis críticos para a sobrevivência da fauna aquática (MANE *et al.,* 2006). As concentrações elevadas de nutrientes como fósforo e nitrogênio podem causar eutrofização nos corpos d'água (VLYSSIDES *et al.,* 1997).

Diversos estudos sobre a degradação de poluentes orgânicos presentes em efluentes como a vinhaça vêm ocorrendo. Segundo Muruganandham e Swaminathan (2006), os processos de oxidação avançada (POA) têm atraído muita atenção para o tratamento de águas residuais nos últimos anos, pois estes processos consistem em gerar radicais altamente reativos (●OH) capazes de degradarem produtos químicos orgânicos

recalcitrantes presentes em águas residuais. Os POA têm tido preferência na degradação dos compostos orgânicos presentes em resíduos líquidos, pois os processos biológicos têm pouca eficiência para o tratamento de águas altamente contaminadas e tóxicas (MONTASER *et al.*, 2000). Assim, tais processos são considerados como alternativas no tratamento da vinhaça.

Desta forma, em razão das consequências ambientais graves acometidas com o descarte inadequado da vinhaça e diante da quantidade de vinhaça produzida, este trabalho objetivou o estudo do processo oxidativo avançado que combina o peróxido de hidrogênio com irradiação ultravioleta (H_2O_2/UV) no tratamento da vinhaça.

MATERIAIS E MÉTODOS

O efluente utilizado neste trabalho foi coletado numa usina de açúcar e álcool (abril de 2012 e julho de 2012), armazenado em galões de 5 litros e conservado a temperatura abaixo de 10ºC até o seu uso.

A vinhaça foi caracterizada em termos de cor aparente e DQO (APHA, 1998) utilizando-se um espectrofotômetro HACH modelo DR3900. O pH foi determinado no pHmetro HANNA modelo HI 221 e a turbidez no espectrofotômetro HANNA modelo HI 88703. A série de sólidos seguiu a metodologia APHA (1998) e o nitrogênio Kjeldahl a metodologia do Instituto Adolf Lutz (1985).

O tratamento da vinhaça consistiu na passagem do efluente em fluxo contínuo com vazão de 25 $mL.min^{-1}$, de modo a favorecer a exposição da amostra à radiação UV e a mistura com H_2O_2, por um reator formado de um tubo de aço inoxidável de 63 cm de diâmetro e 40 cm de comprimento com uma lâmpada germicida (11 W, λmax = 254 nm e 1,5 cm de diâmetro) revestida por um cilindro de quartzo (diâmetro de 2,5 cm e 30 cm de comprimento), o qual foi inserido concentricamente no tubo de aço inoxidável.

Nos ensaios foram variados a concentração de peróxido de hidrogênio e o tempo de exposição à UV, de modo que foram escolhidos três faixas de pH para a aplicação do tratamento: 3,0, 5,0 e 7,0. Todos os tratamentos foram avaliados em termos da eficiência de remoção de DQO, cor e turbidez. O ajuste de pH foi feito com solução de ácido clorídrico 25% e de solução de hidróxido de sódio 50%.

As concentrações de H_2O_2 e o tempo de exposição à luz UV estudado foram baseadas nos trabalhos de Beltrán *et al.* (1997) e Shu *et al.* (2006). Os valores de pH

utilizados foram baseados nos trabalhos de Yonar *et al.* (2006) e Schrank *et al.* (2007). Assim, as concentrações de peróxido de hidrogênio testadas foram de 2,76, 5,51 e 10,97 $g.L^{-1}$ e os tempos de exposição à luz UV foram de 30, 60, 90, 120, 150 e 180 minutos. Neste trabalho estão apresentados somente os resultados finais obtidos no tempo de exposição à UV de 180 minutos.

Depois de obtidos os resultados de remoção de cor, DQO e turbidez, os ensaios utilizando H_2O_2/UV foram analisados estatisticamente pelo *software* Statistica 10.0, onde a análise de componentes principais (ACP) (GAUCH, 1994) foi aplicada com o objetivo de reduzir a dimensionalidade dos dados e avaliar padrões na ordenação quanto aos diferentes valores de pH e as diferentes concentrações de peróxido de hidrogênio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da caracterização da vinhaça estão apresentados na Tabela 1.

Tabela 1 – Caracterização do efluente bruto

Parâmetros	1ª Coleta	2ª Coleta
Cor Aparente (mg $PtCo.L^{-1}$)	23375	52000
DQO (mg $O_2.L^{-1}$)	23800	41427,5
pH	4,80	4,93
Turbidez (NTU)	1049	3250
Sólidos Suspensos Totais ($mg.L^{-1}$)	2110	18900
Sólidos Suspensos Fixos ($mg.L^{-1}$)	540	12500
Sólidos Suspensos Voláteis ($mg.L^{-1}$)	1570	6400
Sólidos Dissolvidos Totais ($mg.L^{-1}$)	22790	25964
Sólidos Dissolvidos Fixos ($mg.L^{-1}$)	5930	1348
Sólidos Dissolvidos Voláteis ($mg.L^{-1}$)	17160	24964
Sólidos Totais ($mg.L^{-1}$)	24900	44864
Sólidos Totais Fixos ($mg.L^{-1}$)	18730	13484
Sólidos Totais Voláteis ($mg.L^{-1}$)	6470	31016
Nitrogênio Kjeldahl ($g.L^{-1}$)	17,56	31,93

Com os dados obtidos pela análise físico-química foi possível confirmar o elevado nível de DQO da vinhaça, além dos altos teores de cor e de turbidez, que estão associados principalmente aos sólidos suspensos e aos compostos melanoidinas, respectivamente (GONZÁLEZ *et al.,* 2012), o que confirma o potencial poluente do material. Verificou-se também que o valor encontrado de nitrogênio *Kjeldahl* não foi elevado, onde suas características ficaram próximas dos valores encontrados na literatura.

Dessa maneira, a caracterização de alguns parâmetros físico-químicos da vinhaça permite dizer que sua descarga não controlada em corpos d'água pode prejudicar a penetração de luz e, consequentemente, os processos fotossintéticos essenciais à vida aquática, além de contribuir para o fenômeno da eutrofização, destruindo a flora e a fauna aquática e dificultando o aproveitamento dos mananciais como fonte de abastecimento de água potável.

A Tabela 2 apresenta a eficiência de remoção de DQO, cor e turbidez após 180 minutos de exposição à radiação UV no tratamento H_2O_2/UV.

Tabela 2 – Eficiência de remoção de DQO, cor e turbidez no processo H_2O_2/UV

Faixa de pH	Concentração de H_2O_2 ($g.L^{-1}$)	Eficiência de Remoção (%)		
		DQO	Cor	Turbidez
pH 3,0	**2,76**	15%	25%	21%
	5,51	24%	39%	36%
	10,96	10%	35%	26%
pH 5,0	**2,76**	7%	10%	-1%
	5,51	18%	19%	23%
	10,96	10%	18%	4%
pH 7,0	**2,76**	4%	-1%	7%
	5,51	11%	38%	56%
	10,96	14%	22%	42%

De acordo com a análise estatística realizada pelo *software* Statistica 10.0 pode-se dizer que os resultados em pH 3,0 apresentaram maiores remoções dos parâmetros físico-químicos estudados em comparação aos ensaios em pH 5,0 e 7,0. Do mesmo

modo, a concentração de 5,51 g.L^{-1} de H_2O_2 apresentou maiores remoções dos parâmetros físico-químicos em comparação com as concentrações 2,76 e 10,96 g.L^{-1}. É válido ressaltar os ensaios em pH 3,0 e 7,0 utilizaram amostras da segunda coleta de vinhaça que teve em sua caracterização DQO muito superior a da primeira, em razão de maiores concentrações de sólidos totais e de sólidos em suspensão.

Nesse sentido, o tratamento da vinhaça no pH 3,0 foi mais eficiente que o tratamento em pH 5,0, mesmo com o efluente da segunda coleta tendo carga de matéria orgânica superior, o que evidencia um aumento no potencial de geração de radicais hidroxilas em meio ácido, melhorando o tratamento por H_2O_2/UV.

De acordo com Kang *et al*., 1999 a melhor faixa de atuação do peróxido hidrogênio, para remoção da DQO, situa-se entre os valores de pH de 2,5 e 4,5. Acima desses valores o H_2O_2 sofre decomposição perdendo sua ação. Portanto, a baixa eficiência de remoção da DQO em pH 5,0 e 7,0 pode estar associada a baixa atuação do peróxido de hidrogênio nestes valores de pH estudados.

A partir dos resultados de remoção dos parâmetros físico-químicos obtidos ao final do estudo pode-se dizer que o tratamento melhorou a qualidade ambiental da vinhaça, o que contribui diretamente para a diminuição do risco de poluição das águas. No entanto, este tratamento poderia ter sido mais efetivo, pois de acordo com Shu *et al.* (2006), a elevada DQO da vinhaça requer tratamentos combinados para alcançar remoções significativas, pois os sólidos suspensos causam o espalhamento da luz UV diminuindo a eficiência do tratamento H_2O_2/UV.

CONCLUSÃO

De acordo com a análise estatística, os resultados em pH 3,0 apresentaram as maiores remoções de DQO, cor e turbidez. Do mesmo modo, a concentração de 5,51 g.L^{-1} de H_2O_2 apresentou maiores eficiências de remoção de DQO, cor e turbidez. No que diz respeito ao melhor tempo de exposição à UV, a análise estatística identificou o tempo de 180 minutos como o mais apropriado para este tratamento da vinhaça.

Na remoção de DQO o melhor resultado ocorreu na concentração de 5,51 g.L^{-1} de peróxido de hidrogênio no pH 3,0 com aproximadamente 24%. As maiores remoções de cor ocorreram nos valores de pH 3,0 e 7,0, com cerca de 39% de remoção, ambos na concentração de 5,51 g.L^{-1} de peróxido de hidrogênio. Para a remoção de turbidez, o

melhor resultado ocorreu no pH 7,0 com aproximadamente 56% na concentração de 5,51 $g.L^{-1}$ de peróxido de hidrogênio.

Em síntese, o tratamento da vinhaça por H_2O_2/UV apresentou processos limpos e não seletivos, consistindo-se em uma técnica atrativa para a degradação de contaminantes orgânicos não biodegradáveis em efluentes industriais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

APHA – American Public Health Association. Standard methods for the examination of water and wastewater. Washington D.C., 20th ed, 1998.

BELTRÁN, F. J.; GONZÁLEZ, J. F.; GONZÁLZ, M. **Industrial wastewater advanced oxidation. Part 1. UV radiation in the presence and absence of hydrogen peroxide.** *Water Research*, v. 31, n. 10, p. 2405-2414, 1997.

FITZGIBBON, F. J.; NIGAM, P.; SINGH, D.; MARCHANT, R. **Biological treatment of distillery waste for pollution-remediation.** *Basic Microbiology*, v. 35, n. 5, p. 293-301, 1995.

FREIRE, W. J.; CORTEZ, L. A. B. Vinhaça de cana-de-açúcar. **Agropecuária**, Guaíba, p. 203, 2003.

GAUCH, H. G. **Multivariate analysis in community ecology.** *Cambridge: Cambridge University Press*, p. 298, 1994.

GONZÁLEZ, V. R.; MAYER, J. G.; SEIJAS, N. R.; VARALDO, H. M. P. **Treatment of mezcal vinasses: A review**. *Biotechnology,* v. 157, p. 524–546, 2012.

KANG, Y. W.; CHO, M.; HWANG, K. **Correction of hydrogen peroxide interference on standard chemical oxygen demand test.** *Water Research*, v. 33, n. 5, p. 1247-1251, 1999.

LEAL, G. I.; CHIRINOS, E.; LEAL, M.; MORÁN, H. **Characterization physicochemical of vinasse of *Agave cocui* and your possible use agroindustrial**. *Multiciencias*, v. 3, p. 83-88, 2003.

LUTZ, A. Normas Analíticas do Instituto Adolf Lutz – *Métodos Químicos e Físicos para Análise de Alimentos* – v.1, 3ª ed., 1985.

MANE, J. D.; MODI, S.; NAGAWADE, S.; PHADNIS, S. P.; BHANDARI, V. M. **Treatment of spentwash using chemically modified bagasse and colour removal studies.** *Bioresource Technology*, v. 97, n. 1, p. 1752-1755, 2006.

MONTASER Y.; GHALY, G. H.; ROLAND, M.; ROLAND H. **Photochemical oxidation of p-chlorophenol by UV/H_2O_2 and photo-Fenton process. A comparative study.** *Waste Management*, v. 21, p. 41-47, 2000.

MURUGANANDHAM, M.; SWAMINATHAN, M. **Advanced oxidative decolourisation of Reactive Yellow 14 azo dye by UV/TiO_2, UV/H_2O_2, UV/H_2O_2/Fe^{+2} processes: a comparative study.** *Separation and Purification Technology*, v. 48, p. 297-303, 2006.

SCHRANK, S. G.; SANTOS, J. N. R.; SOUZA, D. S.; SOUZA, E. E. S. **Decolourisation effects of Vat Greeen 01 textile dye and textile wastewater using H_2O_2/UV process.** *Photochemistry and Photobiology A: Chemistry*, v. 186, p. 125-129, 2007.

SHU, H. Y.; CHANG, M. C.; HSIEH, W. P**. Remedy of dye manufacturing process effluent by UV/H2O2 process**. *Hazardous Materials*, v. 128, p. 60–66, 2006-a.

VLYSSIDES, A.G.; ISRAILIDES, C.J.; LOIZIDOU, M. **Electrochemical treatment of vinasse from beet molasses.** *Water Sciency Technology*, v. 36, n. 2-3, p. 271–278, 1997.

YONAR, T.; KESTIOGLU, K.; AZBAR, N. **Treatability studies on domestic wastewater using UV/H_2O_2 process.** *Applied Catalysis B: Environmental,* v. 67, p. 223-228, 2006.

ZAYAS, T.; RÓMERO, V.; SALGADO, L.; MERAZ, M.; MORALES, U. **Applicability of coagulation/flocculation and electrochemical processes to the purification of biologically treated vinasse effluent**. *Separation and Purification Technology,* v. 57, p. 270-276, 2007.

Estudio matemático de las condiciones de estabilidad en la polimerización electroquímica de compuestos heterocíclicos en presencia de oxidantes

Volodymyr V. Tkach*, Vasyl´ V. Nechyporuk, Petró I. Yagodynets´
58001, Chernivtsi, Calle de Kotsyubyns´ky, 2, Universidad Nacional de Chernivtsi, Ucrania.

*Autor para la correspondencia: nightwatcher2401@gmail.com

Resumen

Los sistemas de electropolimerización de los compuestos heterocíclicos en la presencia de oxidantes para la confección de sensores electroquímicos del análisis de la calidad del agua o para la retención de las sustancias tóxicas fueron descritos matemáticamente. El modelo matemático correspondiente fue analizado a través de la teoría de la inestabilidad lineal y del análisis de bifurcaciones. Las condiciones de estabilidad del estado estacionario, de los comportamientos oscilante y monotónico fueron derivadas para dos tipos de sustancia que acompaña la electro polimerización.

Palabras clave: compuestos poliheterocíclicos, polímeros electroconductores, inestabilidad osciladora, teoría de la estabilidad lineal, análisis de bifurcaciones

INTRODUCCIÓN

El progreso industrial influenció la calidad del água potable. El uso de las nuevas sustancias en la síntesis industrial, obtención de los combustibles nos obliga a buscar los métodos del aumento de la calidad del agua potable, capaces de detectar la presencia de los compuestos venenosos y retenerlos.

Los polímeros electroconductores (PC) han sido unos de los compuestos más investigados en las últimas cinco décadas [1 – 6]. Tienen muchas aplicaciones, cuya lista empieza con los revestimientos protectores de corrosión [1,2] y se termina con los biosensores [3-6], porque son capaces de combinar las propiedades de los plásticos (resistencia a la corrosión, versatilidad en la formación, peso relativamente bajo, flexibilidad) con la conductividad de los metales y también la facilidad de modificación.

Los PC pueden ser basados en

- alquinos (poliacetileno)

- Compuestos aromáticos carbocíclicos (poli-*p*-fenileno, polianilina, polifenoles, etc.)
- Compuestos heterocíclicos (polifurano, polipirrol, politiofeno y sus derivados)

Estos últimos se están tornando unos de los más utilizados, porque los monómeros correspondientes son de menor precio, de bajo potencial de polimerización y de vasto y rico espectro de uso.

Aunque los PC puedan ser obtenidos tanto por síntesis química como por síntesis electroquímica, ésta última actualmente se reconoce como la que tiene más ventajes, porque los PC que se forman durante la electropolimerización son mejores conductores. Este hecho se debe a la coplanaridad de la disposición de los anillos monoméricos, mantenida en su mayor parte.

La síntesis electroquímica de los polímeros conductores puede ser realizada en los modos potenciodinámico, galvanostático y potenciostático. El último es usado con más frecuencia, porque es más fácil detectar y controlar el potencial, que la intensidad de la corriente para el modo galvanostático.

La electropolimerización en la presencia de otras substancias es posible cuando se obtiene el compuesto polimérico [7,8] o cuando se debe mejorar la adhesión del revestimiento con el uso de surfactantes [8, 9]. Otras sustancias también pueden ser usadas como dopantes, modificadores químicos (cuando se sintetiza un polímero cuyo monómero es difícil de ser polimerizado o no es estable en las condiciones de síntesis).

Para el caso de los compuestos heterocíclicos la polimerización anódica es la que tiene más uso [10]. La polimerización electroreductora, usada con mucha frecuencia en la síntesis de polianilina, sólo se aplica en la síntesis de algunos politiofenos [11]. Los compuestos poliheterocíclicos en su mayoría son dopados por sustancias electronegativas (oxidantes fuertes, aniones, tipo de NO_3^-, ClO_4^-, etc.) y raramente por cationes de metales (incluyendo los procesos de síntesis electroreductora de compuestos metal-poliméricos). Otrosí, para que el polímero conductor tenga possibilidad de la retención de los compuestos tóxicos, se debe hacer la electropolimerización en la presencia de las substancias, capaces de reaccionar específicamente con ellos y(o) retenerlos.

La polimerización electroquímica de los compuestos heterocíclicos frecuentemente es acompañada por inestabilidades oscilantes en potencial para el modo galvanostático y en corriente para el modo potenciostático.

Los autores de [12] observaron oscilaciones en potencial durante la electropolimerización de tiofeno en el modo galvanostático en la presencia de dopantes

diferentes en solución neutra. Ellos explicaron este tipo de comportamiento como causado por la inestabilidad superficial (Fig. 1)

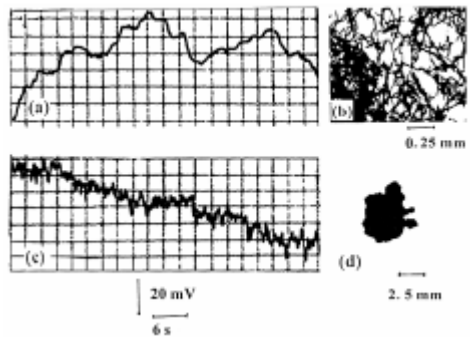


Fig. 1. Oscilaciones en potencial anódico, obtenidas durante la electropolimerización del tiofeno usando dos dopantes diferentes – 4-TSS (a) y $NaClO_4$ (c) y la forma de la macromolécula en la superficie para los casos correspondientes (b) (d).

Las oscilaciones en potencial también fueron observadas por los autores de los trabajos [1], [2], [14], [15], [16], [17] para los casos con y sin uso de surfactantes. Las oscilaciones en corriente para el modo potenciostático fueron observadas en el trabajo [18] (Fig. 2).

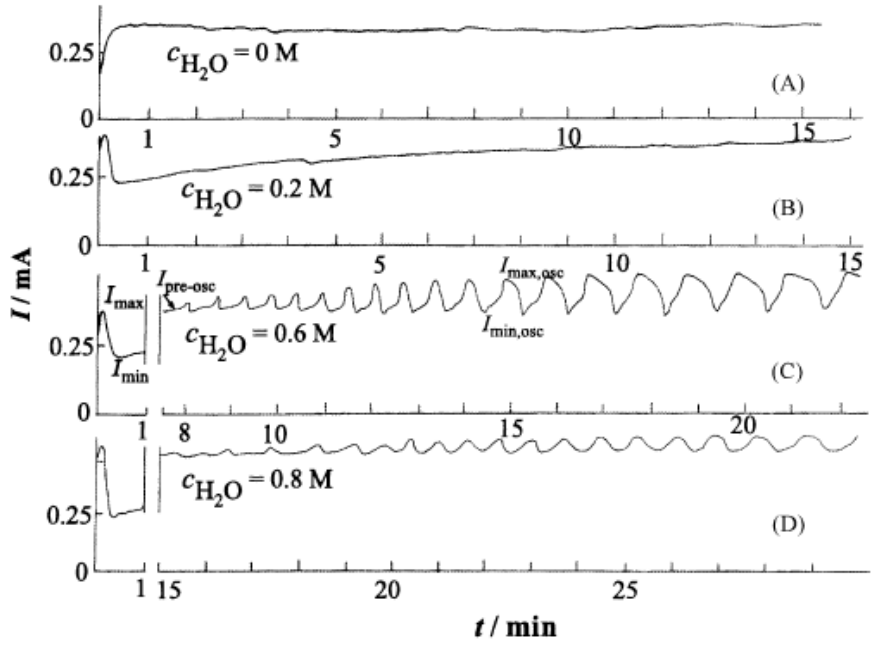


Fig. 2. Respuestas sin (A, B) y con (C, D) oscilaciones en corriente, obtenidas durante la electro polimerización de indol en la mezcla de acetonitrilo con agua en la presencia de [$N(C_4H_9)_4$] [BF_4].

Las oscilaciones en corriente también fueron observados en el trabajo [19] durante la electropolimerización del tiofeno en las condiciones de la denominada "paradoja de politiofeno" y, como nosotros habíamos descrito en [20], aparecieron en el sistema por causa de la inestabilidad superficial, y también la inestabilidad electroquímica, provocada por la concurrencia de la síntesis y la destrucción del polímero.

Para determinar las causas explícitas de las inestabilidades electroquímicas que se observaron durante la polimerización de los compuestos heterocíclicos, tenemos que desarrollar el modelo matemático, capaz de describir de forma adecuada los procesos en este sistema. Los autores del artículo [19] intentaron adaptar el fenómeno observado al sistema de Volterra-Lottka, pero el modelo, propuesto por ellos, no fue muy exacto y, además, el proceso de difusión del monómero no fue descrito en la forma adecuada.

En este trabajo serán descritos los sistemas de la electropolimerización de un compuesto heterocíclico en la presencia de otra sustancia que actúa como oxidante.

Anteriormente, nosotros hemos hecho una tentativa de describir la electropolimerización potenciostática de un compuesto heterocíclico en medio neutro [21, 22]. Dos modelos fueron desarrollados para describir el proceso de la electropolimerización en general y el acto elemental del crecimiento de la cadena polimérica. También, se intentó describir matemáticamente el proceso de la sobreoxidación del PC [23], la "paradoja del politiofeno" para los polímeros insolubles [24], la síntesis electroreductora de los PC [25] en presencia de sustancias electropositivas.

SISTEMAS DE SÍNTESIS ELECTROQUÍMICA DE POLÍMEROS DE COMPUESTOS HETEROCÍCLICOS EN LA PRESENCIA DE OXIDANTES

El mecanismo explícito de la electropolimerización de los compuestos heterocíclicos de ciclos de cinco átomos aún no ha sido determinado. El mecanismo más citado es el mecanismo modificado de Díaz [26, 27], según el cual la electropolimerización comienza con la oxidación del monómero, formando el radical-catión, la cadena crece durante los procesos de recombinación de los radical-cationes o substitución electrofílica entre un radical-catión y una molécula de monómero y la expulsión de protones, formando el dímero. El trímero se forma a partir del dímero pasando por los mismos procesos. Éstos se repiten y asimismo se forma el polímero conductor. Los anillos hetrocíclicos en la mayoría de los casos están conectados en las posiciones 2 – 2´, solo dos de cada ocho anillos en la cadena son conectados en las posiciones 3-3´.

El procedimiento de la construcción de las ecuaciones de balance y los supuestos bajo los cuales se construían fue descrito en [20].

Para el sistema, en el cual la sustancia adicional es dopante y bastante fuertemente oxidante para iniciar la polimerización química del monómero, nosotros introducimos tres variables

c – la concentración del monómero en la capa presuperficial

θ – el grado de recubrimiento de la superficie del electrodo por el monómero

s – la concentración de la sustancia que está tomando parte en la polimerización,

Se supone que el reactor se está agitando intensamente (y entonces podemos menospreciar la influencia de la convección), que el electrolito del soporte (que contiene uno de los dopantes) está en exceso (y entonces podemos menospreciar la influencia del flujo de la migración y la participación de uno de los dopantes en la reacción) y que los perfiles de las concentraciones del monómero y de la sustancia en la capa presuperficial son lineales y el espesor de la capa es constante e igual a δ.

El monómero en la capa presuperficial. El monómero entra en la capa presuperficial difundiéndose en ella. También entra en ella desorbiéndose de la superficie. Sale de la capa presuperficial adsorbiendo hacia la superficie. La ecuación de balance será

$$\frac{dc}{dt} = \frac{2}{\delta}\left(v_{-1} - v_1 + \frac{D}{\delta}\left(c_b - c\right)\right) \equiv F_1 \tag{1}$$

En que v_1 y v_{-1} son las velocidades de adsorción y de desorbción del monómero, D es el coeficiente de difusión del monómero y c_b la concentración del monómero en el interior de la solución.

El monómero en la superficie anódica. El monómero entra en la superficie anódica adsorbiéndose en ella y sale de ella desorbiéndose. También participa en la electropolimerización anódica, y también en la polimerización química y por tanto la ecuación del balance del monómero en la superficie será descrita como

$$\frac{d\Theta}{dt} = \Gamma_{\max}\left(v_1 - v_{-1} - v_{21} - v_{22}\right) \equiv F_2 \tag{2}$$

Siendo $\Gamma_{t,\max}$ la concentración máxima superficial del monómero y v_2 la velocidad de la polimerización electrooxidativa.

La sustancia modificadora, cuya intercalación al polímero es responsable por su acción como filtro ou sensor, entra en la capa presuperficial difundiéndose hacia ella y sale

de ella incorporándose en la cadena como dopante y también iniciando la polimerización química. La ecuación entonces será

$$\frac{dm}{dt} = \frac{2}{\delta}\left(\frac{\Delta}{\delta}(m_b - m) - v_{21} - v_{22}\right) \equiv F_3 \tag{3}$$

En la que Δ es el coeficiente de difusión de la sustancia modificadora y m_b la concentración de la sustancia en el interior de la solución.

Para investigar el comportamiento electroquímico observado durante este proceso, es preciso analizar este sistema de ecuaciones.

Las velocidades de adsorción y de desorción del monómero se podrán escribir como

$$v_1 = k_1 \exp(-\frac{(K_0 - K_1)\phi_0^2 + 2K_2\phi_0\phi_1}{2RT\Gamma_{\max 1}}\gamma)\exp(\alpha_1\theta)c(1-\theta)$$

$$v_{-1} = k_{-1} \exp(\frac{(K_0 - K_1)\phi_0^2 + 2K_2\phi_0\phi_1}{2RT\Gamma_{\max 1}}(1-\gamma))\exp(-\alpha_2\theta)\theta \tag{4}$$

Siendo k_1 y k_{-1} las constantes de adsorción y de desorción del monómero, α_1 y α_2 las variables que describen la atracción entre las moléculas adsorbidas, γ es el parámetro que describe la interrelación entre las velocidades de los procesos superficiales en los que participa el monómero, K_1 y K_0 las capacidades eléctricas de las partes de la capa doble que se refieren a la superficie ocupada por el monómero y la libre, φ_1 significa el salto de potencial en relación al de carga cero para la parte de la superficie cubierta por el monómero y φ_0 significa el salto del potencial en relación al potencial de la carga cero.

Las velocidad de la electropolimerización y de la polimerización química se pueden computar como

$$v_{21} = k_{21}\theta^x m^y \exp\left(-\frac{zF}{RT}\phi_0\right)$$

$$v_{22} = k_{22}\theta^z m^w \tag{5}$$

Siendo k_2 la constante de la reacción, x el orden de la reacción del monómero, z el número de electrones transferidos, F la constante de Faraday. R significa la constante universal de gases, T significa la temperatura absoluta del recipiente.

RESULTADOS Y DISCUSIÓN

El comportamiento de este sistema será investigado a través de la teoría de la inestabilidad lineal. La matriz funcional de Jacobi, cuyos elementos fueron calculados para el estado estacionario, se puede describir como

$$J = \begin{pmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} \end{pmatrix} \qquad (6)$$

Siendo

$$a_{11} = \frac{\partial F_1}{\partial c} = \frac{2}{\delta}\left(-\frac{\partial v_1}{\partial c} - \frac{D}{\delta}\right) \qquad a_{12} = \frac{\partial F_1}{\partial \theta} = \frac{2}{\delta}\left(-\frac{\partial v_1}{\partial \theta} + \frac{\partial v_{-1}}{\partial \theta}\right) \qquad a_{13} = \frac{\partial F_1}{\partial m} = 0$$

$$a_{21} = \frac{\partial F_2}{\partial c} = \Gamma_{\max 1}^{-1}\frac{\partial v_1}{\partial c} \quad a_{22} = \frac{\partial F_2}{\partial \theta} = \Gamma_{\max 1}^{-1}\left(\frac{\partial v_1}{\partial \theta} - \frac{\partial v_{-1}}{\partial \theta} - \frac{\partial v_{21,}}{\partial \theta} - \frac{\partial v_{22}}{\partial \theta}\right) \quad a_{23} = \frac{\partial F_2}{\partial m} = -\Gamma_{\max 1}^{-1}\left(\frac{\partial v_{21,}}{\partial m} + \frac{\partial v_{22}}{\partial m}\right)$$

$$a_{31} = \frac{\partial F_3}{\partial c} = 0 \qquad a_{32} = \frac{\partial F_3}{\partial \theta} = \frac{2}{\delta}\left(-\frac{\partial v_{21,}}{\partial \theta} - \frac{\partial v_{22}}{\partial \theta}\right) \qquad a_{32} = \frac{\partial F_3}{\partial \mu} = \frac{2}{\delta}\left(-\frac{\Delta}{\delta} - \frac{\partial v_{21,}}{\partial m} - \frac{\partial v_{22}}{\partial m}\right)$$

Para simplificar el análisis, introducimos nuevas variables

$-\frac{\partial v_1}{\partial c} = \kappa$ - la velocidad de la adsorción del monómero para el caso de c=1, con el signo negativo

$\frac{D}{\delta} = \mu_1$ - el parámetro de la difusión del monómero

$\frac{\Delta}{\delta} = \mu_2$ - el parámetro de la difusión de la sustancia modificadora

$\frac{\partial v_{-1}}{\partial \theta} = \Omega_{-1}$ - el parámetro de la desorción del monómero

$\frac{\partial v_1}{\partial \theta} = \Omega_1$ - el parámetro de la adsorción del monómero

$\Omega_{-1} - \Omega_1 = Z_1$ - el parámetro del comportamiento superficial

$\frac{\partial v_{21,}}{\partial \theta} = \Omega_{21}$ - el primer parámetro de la electropolimerización

$\frac{\partial v_{22,}}{\partial \theta} = \Omega_{22}$ - el primer parámetro de la polimerización química

$\Omega_{21} + \Omega_{22} = Z_2$ -el primer parámetro de la polimerización, describe la influencia de la polimerización en el comportamiento superficial del monómero

$\frac{\partial v_{21,}}{\partial m} = P_{21}$ - el segundo parámetro de la electropolimerización

$\frac{\partial v_{22,}}{\partial m} = P_{22}$ - el segundo parámetro de la polimerización química

$\mathrm{P}_{21} + \mathrm{P}_{22} = R_2$ - el segundo parámetro de la polimerización, describe la influencia de la polimerización en la concentración de la sustancia oxidante

Las condiciones del estado estacionario estable. La ecuación característica para este sistema es

$$l^3 + Al^2 + Bl + C = 0 \qquad (7)$$

siendo

$$A = -\left(a_{11} + a_{22} + a_{33}\right)$$

$$B = \begin{vmatrix} a_{11} & a_{12} \\ a_{21} & a_{22} \end{vmatrix} + \begin{vmatrix} a_{11} & a_{13} \\ a_{31} & a_{33} \end{vmatrix} + \begin{vmatrix} a_{22} & a_{23} \\ a_{32} & a_{33} \end{vmatrix}$$

$$C = -\begin{vmatrix} a_{11} & a_{12} & a_{13} \\ a_{21} & a_{22} & a_{23} \\ a_{31} & a_{32} & a_{33} \end{vmatrix}$$

Para investigar la inestabilidad lineal, usamos el criterio de Routh-Gurwitz [28]. Éste requiere que para un estado estacionario estable los menores de los miembros de la diagonal principal de la matriz de Gurwitz

$$\begin{pmatrix} A & 1 & 0 \\ C & B & A \\ 0 & 0 & C \end{pmatrix} \qquad (8)$$

sean positivos. Los menores de los miembros de la diagonal principal son:

$$\Delta_1 = A,\ \Delta_2 = \begin{vmatrix} A & 1 \\ C & B \end{vmatrix},\ \Delta_3 = \begin{vmatrix} A & 1 & 0 \\ C & B & A \\ 0 & 0 & C \end{vmatrix}$$

Se puede ver que $\Delta_3 = C\Delta_2$. Entonces, la condición de estabilidad será descrita como $C>0$. Para hacer más fácil el análisis de la jacobiana, introducimos nuevas variables y el determinante de la jacobiana será descrito como

$$\frac{4}{\delta^2\Gamma_{\max}}\begin{vmatrix}\kappa-\mu_1 & Z_1 & 0\\ -\kappa & -Z_1-Z_2 & -R_2\\ 0 & -Z_2 & -\mu_2-R_2\end{vmatrix} \tag{9}$$

Como el coeficiente $\frac{4}{\delta^2\Gamma_{\max}}$ es siempre positivo, para que la condicion C>0 se satisfaga, el determinante debe tener valor negativo. Este requerimiento puede ser representado como

$$(\kappa-\mu_1)\begin{vmatrix}-Z_1-Z_2 & -R_2\\ -Z_2 & -\mu_2-R_2\end{vmatrix}+Z_1\begin{vmatrix}-R_2 & -\kappa\\ -\mu_2-R_2 & 0\end{vmatrix}<0 \tag{10}$$

Resolviendo la inecuación en relación al parámetro de la adsorción de monómero κ, se obtendrá el valor crítico que define el margen de estabilidad de estados estacionarios.

$$\kappa<\frac{\mu_1\mu_2(Z_1+Z_2)+\mu_1Z_1R_2}{\mu_2Z_2}=\mu_1\left(1+\frac{Z_1}{Z_2}\right)+\frac{\mu_1Z_1}{\mu_2Z_2}R_2 \tag{11}$$

Entonces, podremos concluir que para la electropolimerización de un compuesto heterocíclico el margen de estabilidad de los estados estacionarios se define por el valor crítico del parámetro de la adsorción del monómero, definido por otros procesos del sistema.

La inestabilidad monotónica, cuya condición principal para este sistema es C = 0, ocurrirá bajo la condición

$$\kappa=\mu_1\left(1+\frac{Z_1}{Z_2}\right)+\frac{\mu_1Z_1}{\mu_2Z_2}R_2 \tag{12}$$

En este punto para el sistema coexisten dos o más estados estacionarios, todos ellos inestables.

La inestabilidad del oscilador. Para que se produzca, es preciso (no siendo bastante) que la diagonal principal de la matriz de Jacobi tenga los elementos positivos (que describen la conexión positiva del retorno).

La primera causa de las oscilaciones en este sistema puede ser la interacción atractiva entre las partículas adsorbidas. Eso define las oscilaciones si las constantes α_1 y α_2 son positivas. Si ellas son positivas, el valor del parámetro Z_1 puede disminuír hasta los valores negativos. Puesto así, el elemento $(-Z_1)$ podrá ser positivo, siendo responsable por la conexión positiva del retorno . En este caso las oscilaciones serán causadas por el cambio cíclico de la

resistencia de la superficie del ánodo. Eso confirma la responsabilidad de la inestabilidad superficial en el comportamiento oscilatorio, supuesta en [12].

La segunda causa de las oscilaciones en este sistema son los cambios de la capacidad de la doble capa, causados por la oxidación anódica de los reductores fuertes que se forman durante la electropolimerización. Eso define el comportamiento oscilante en el caso de $\frac{d\phi_0}{d\theta} > 0$.

En este caso, el valor del primer parámetro de la electropolimerización Ω_{21} es negativo y, por lo tanto, el elemento a_{22} puede ser positivo.

Se puede mostrar [29] que

$$\frac{\partial\phi_0}{\partial\theta} = \frac{\phi_0(\mathrm{K}_0 - \mathrm{K}_1) + K_1\phi_1}{\mathrm{K}_1\theta + \mathrm{K}_0(1-\theta)} \tag{13}$$

Entonces, esta celda será positiva si φ_0 es negativo. Eso sobreviene durante la oxidación anódica de los reductores fuertes con el momento de dipolo. Los compuestos heterocíclicos lo tienen a causa de la presencia del heteroátomo y de la distribución asimétrica de la densidad electrónica de 6 electrones entre los 5 átomos del ciclo. Como la transferencia del electrón es afectada por las características del donante como oxidante, este factor explica la diferencia en las amplitudes de las oscilaciones en la presencia de los diferentes dopantes, descrita en [12, 14, 15].

Para describir el caso de la presencia de los surfactantes en la superficie del ánodo, cuyos grados de recubrimiento son estables, en las expresiones de las velocidades de adsorción y desorción, serán introducidos sus grados de recubrimiento θ_s en la forma.

$$(1 - \theta - \sum_{i=1}^{n} \theta_{S_i}) \tag{14}$$

CONCLUSIONES

1. El sistema de la electro polimerización de un polímero conductor en la presencia de un oxidante en la solución, realizada a fin de confección de los sensores o filtros del água, fue descrita matemáticamente. El modelo matemático correspondiente fue analizado a través de la teoría de la estabilidad lineal y del análisisde bifurcaciones

2. El valor crítico del parámetro de la adsorción del monómero, que define el margen de estabilidad de los estados estacionarios, fue encontrado. También fue determinada la condición de inestabilidad monotónica.

3. La inestabilidad de oscilación puede suceder a causa del factor superficial (interacción de las partículas adsorbidas) y del factor electroquímico (los cambios en la capa doble durante la oxidación anódica de los reductores fuertes).

REFERENCIAS

1. K.R. Lemos Castagno, Tés. D. Sc. UFRS.,Porto Alegre, 2007
2. M. Ba-Shammakh. Thes. M. Sc. Deg. King Fahd Univ. Saudi Arabia, 2003
3. V.M. de Andrade, Tés. M. Eng. UFRS., Porto Alegre, 2006
4. N. Gupta, S. Sharma, I.A. Mir, D. Kumar, J. Sci. Ind. Res. 65(2006)
5. A.Ramanavicius, A. Ramanaviciene, A. Malinauskas, Elctrochim. Acta. 51(2006) y referencias
6. V. Tkach, V.Nechyporuk, P.Yagodynets and Yu. Meslyuk., Rev. Soc. Quím. Perú. 77(2011), 259
7. Y. Li, J. Ouyang., Synth. Met., 113(2000), 23
8. K. Naoi, Y. Oura., J. Electrochem. Soc., 142(1995), 417
9. G. Muthumaran, Y.- B. Shim, Y.- H. Yoon, M.-S. Won., Synth. Met., 150(2005), 165
10. Roncali J.; Chem. Rev., 92(1992), 711
11. E. Mackenzie Peters. Thes. Deg. M. Sc. Simon Frazer Univ. 1989
12. I.Das, N.R.Agrawal, S.A.Ansari, S.K.Gupta., Ind. J. Chem., 47A(2008), 1798
14. I. Das, N.R. Agrawal, S.K.Gupta, R.P.Rastogi., J. Phys. Chem. 113(2009), 5296
15. M. Bazzaoui, E. Bazzaoui, L. Martins, J. Martins., Synth. Metals., 130(2002), 73
16. I. Das, R. Choudhary , S.K. Gupta ,P. Agrawal , J. Phys. Chem., 115(2011), 8724
17. I. Das, N. Goel, N. R. Agrawal, S.K. Gupta., J. Phys. Chem., 114 (2010), 12888.
18. D. Sazou, Synth. Met., 130(2002), 45
19. K.Aoki, I. Mukoyama, J.Chen// Russ. J. Electrochem. 3(2004), 319
20. V.V. Tkach, V.V. Nechyporuk, P.I. Yagodynets, Geo. Chem. J. – 11(2011), 387
21. V.V. Tkach, V.V. Nechyporuk, P.I. Yagodynets, Ciên. Tecn. Mat – 24(2012), 54
22. V.V. Tkach, V.V. Nechyporuk, P.I.Yagodynets´, *et. al.* 2-nd International Conference in Chemistry “Chemistry Today”, Tbilisi, 2012, p. 31
23. V.V. Tkach, V.V. Nechyporuk, P.I.Yagodynets´, Orbital Elec. J. Chem., 4(2012), 39

24. V.Tkach, V. Nechyporuk, International Symposium on Flexible Organic Electronics-2011, Thessaloniki, 2011, 146
25. V.V. Tkach, V.V. Nechyporuk, P.I. Yagodynets, M.M. Hryhoryak, Ciên. Tecn. Mat – 24(2012), 50
26. Sadki S. Scottland Ph., Brodie N., Saboraud G, *Chem. Soc. Rev*, 29(2000), 283
27. A.F. Diaz., K.K.Kanazava, G.P.Gardini. J Chem. Soc. Chem. Comm. 635(1979), 24
28. Koper M.T.M. "Far-from-equilibrium phenomena in electrochemical systems: oscillations, instabilities and chaos. – Utrecht Universiteit Utrecht 1994.
29. Tkachuk M.M., Dys. Kand. Khim. Nauk., Chernivtsi, 2008.

A GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS TRANSFRONTEIRIÇOS NA BACIA DO RIO NILO (ÁFRICA) [1]

Clecia Simone Gonçalves Rosa Pacheco[2]
Clesio Jonas de Oliveira da Silva[3]
Germana Karla de Lima Carvalho[4]
Hélida Karla Philippini da Silva[5]

Resumo

O presente trabalho abordará sobre *A Gestão dos recursos hídricos transfronteiriços na bacia do Rio Nilo, na África,* bem como, versará sobre a água como sendo ponto fulcral da interdependência humana de qualquer país. As águas transfronteiriças estendem a interdependência hidrológica para além das fronteiras nacionais, ligando consumidores de diferentes países dentro de um sistema partilhado. Gerir essa interdependência constitui um dos grandes desafios de desenvolvimento humano que a comunidade internacional enfrenta. Tal pesquisa tem como objetivo compreender a realidade hídrica da bacia do Rio Nilo, traçando uma breve caracterização histórica, biogeográfica e social da área, discutindo os conflitos transfronteiriços que emergem atualmente nos países pertencentes à bacia e seus principais afluentes. Trata-se de uma pesquisa qualitativa, com caráter bibliográfico, onde se buscou referendar em pesquisas científicas para discorrer sobre o Estado da Arte, bem como se procurou dar um cunho histórico para conhecer as origens dos conflitos atuais como sendo resquícios de uma geopolítica passada. Portanto, mediante leitura das literaturas elencadas, é possível afirmar que uma boa gestão nacional dos recursos hídricos pode conduzir a um equilíbrio entre estes consumidores, e é possível que os países possam legislar sobre a água como se ela fosse um bem nacional.

Palavras-chave: Corpos hídricos; Territórios; Gestão de Conflitos.

1. INTRODUÇÃO

Nos dias atuais é reconhecido que um dos principais desafios do século XXI é conciliar o aumento da procura humana de recursos hídricos, devido ao crescimento demográfico, com a necessidade de preservação dos ecossistemas e mananciais. Ao nível nacional, os Estados podem começar uma corrida pelos recursos hídricos disponíveis, competição essa que pode resultar em conflitos armados, situação de todo evitável. A água é um

[1] Trabalho apresentado ao Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental do Instituto Tecnológico de Pernambuco (Itep), na disciplina Qualidade ambiental das Águas.

[2] Aluna do Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental (Itep); Doutoranda em Educação (UCSF/AR); Mestre em Ciências da Educação (UI/Lisboa/PT); Geógrafa, escritora e docente do IF Sertão – PE (*Campus* Petrolina). E-mail: clecia.pacheco@ifsertao-pe.edu.br

[3] Aluno do Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental (Itep); Geógrafo e docente do IF Sertão – PE (*Campus* Petrolina). E-mail: clesio.jonas@ifsertao-pe.edu.br

[4] Aluna do Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental (Itep); Bióloga e docente do IF Sertão – PE (Campus Petrolina), atuando nas áreas de Meio Ambiente, Entomologia e Ecologia Aplicada. E-mail: germana.carvalho@ifsertao-pe.edu.br

[5] Doutora e Mestre em Oceanografia pela UFPE; Química do Laboratório de Química Analítica (LQA) e Professora do Mestrado em Tecnologia Ambiental da Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco - ITEP/OS. E-mail: helida@itep.br

recurso bastante fugidio. É possível que os países possam legislar sobre a água como se ela fosse um bem nacional, mas o fato é que este recurso atravessa fronteiras políticas, através de rios, lagos e aquíferos.

Partindo desses pressupostos iniciais, este trabalho tem como objetivo compreender a realidade hídrica da bacia do Rio Nilo, bem como, traçar uma breve caracterização histórica, biogeográfica e social da área, procurando discutir os conflitos transfronteiriços que emergem atualmente nos países pertencentes à bacia e seus principais afluentes, apontando as tendências futurísticas da bacia pesquisada. Trata-se de uma pesquisa qualitativa, de cunho bibliográfico, onde se buscou referendar em diversos artigos científicos para discorrer sobre o Estado da Arte da temática, bem como se procurou dar também uma busca histórico-geográfica para conhecer as origens de determinados conflitos atuais que são na realidade, resquícios de uma geopolítica passada.

Mesmo com um cunho altamente bibliográfico, tal trabalho concretamente parte do pressuposto de que os conflitos motivados pela escassez hídrica não são inevitáveis, e que há possibilidade de criação de alguns mecanismos que dispensem a competição dos Estados pela água. Partimos também do pressuposto de que a gestão dos recursos hídricos é uma questão altamente politizada, ultrapassando em larga medida as questões meramente técnicas.

Portanto, a solução preconizada por este trabalho passa pela adoção de um novo paradigma de intervenção, que seria a gestão transnacional dos recursos hídricos supranacionais, que poderá ser um importante fator de interdependência, estabilidade e boas relações entre Estados beneficiados por água transfronteiriças, prevenindo assim tensões e conflitos entre eles.

2. OBJETIVOS

2.1 Geral

- Compreender a realidade hídrica da bacia do Rio Nilo, bem como, traçar uma breve caracterização histórica, biogeográfica e social da área, procurando discutir os conflitos transfronteiriços que emergem atualmente nos países pertencentes à bacia e seus principais afluentes, apontando as tendências futurísticas da bacia pesquisada.

2.2 Específicos

- Caracterizar socialmente a área da bacia do Nilo, buscando conhecer a realidade político-social da população;
- Contextualizar a área da bacia do ponto de vista, histórico, biogeográfico e a da legislação do uso dos recursos hídricos;
- Elencar os principais conflitos transfronteiriços da bacia do rio Nilo e dos seus principais afluentes;
- Discorrer algumas tendências futurísticas para essa bacia.

Mediante tais objetivos elencados, buscou nortear tal pesquisa, visando perpassar a compreensão interdisciplinar necessária à compreensão da abordagem de tal temática.

3. LOCALIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA PESQUISADA

O Rio Nilo é o principal rio do continente africano, banhando cerca de onde países, destacando-se entre eles, Egito e Sudão. Nasce do degelo do Monte Heha, que se transforma em um curso de água no Burundi, com nome de Kagera, que deságua no lago Vitória. Foi revelado em uma pesquisa recente que o Nilo é o segundo maior rio do mundo em extensão com 6.695 km, desaguando em delta no Mar Mediterrâneo onde deposita 2.700 m³ de água por segundo. (ZACARELI; GARCIA, 2012).

No Egito, este é dividido em duas partes, que são extremamente férteis devido à presença de matéria orgânica depositada pelas cheias do rio, que são as regiões conhecidas como “Vale do Nilo” e “Delta do Nilo”. (PRISCOLI; WOLF, 2009).

A bacia hidrográfica do Nilo possui uma extensão de cerca de 3.349.000 km², sendo que em seu percurso recebe vários nomes. A partir do Lago Vitória recebe o nome de Nilo Vitória e, posteriormente, ao passar pelo Lago Alberto é denominado de Nilo Alberto até chegar a uma região no Sudão onde recebe o nome de Al–Jabal “o montanhoso”. No Sudão, este travessa um pântano denominado de “Sudd” e, ao chegar à região do Malakal ele recebe o nome de Nilo Branco até chegar a Cartum onde se encontra com o Nilo Azul, um afluente vindo da Etiópia. Mais à frente, ainda em Cartum, o Nilo ainda chamado de “Branco”, recebe seu último grande afluente, o Rio Atbara do planalto abissínio. (ZACARELI; GARCIA, 2012).

Portanto, é perceptível a importância do rio Nilo para boa parte do continente africano, inclusive, é o responsável direto por manter a continuidade de uma das mais antigas culturas que se tem registro, que é a cultura egípcia. Este mantém um pouco da sua

história e do simbolismo das suas imponentes construções. Heródoto, no século V a. C., já declarava que "O Egito é a dádiva do Nilo", declarando de maneira indireta que, sem o rio Nilo o Egito não seria o que é. (JORDÂNIA, 2006).

4. BREVE REVISÃO DE LITERATURA

Segundo Gil (2002, p. 162) "a revisão de literatura é a parte dedicada à contextualização teórica do problema e a seu relacionamento com o que tem sido investigado a seu respeito". É importante esclarecer, portanto, que os pressupostos teóricos é que dão fundamentação a pesquisa e as contribuições proporcionadas por investigadores anteriores.

Partindo dessa premissa, inicia-se a partir da agora uma breve revisão de literatura e conceitual, que trará maiores esclarecimentos acercada abordagem dessa pesquisa. De acordo com Jordânia (2006, p. 4), "a gestão dos recursos hídricos partilhados pode constituir um pretexto para a paz ou para a guerra, mas cabe aos políticos decidirem por que via optar". É válido frisar que nem sempre as decisões tomadas por estes são de cunho sensato e resultam em pretexto de paz entre nações, grupos étnicos e territórios trasnfronteiriços.

Assim sendo, Priscoli e Wolf (2009) Apud Zacareli e Garcia (2012), colocam que a gestão dos recursos hídricos transfronteiriços tem provocado muitas discussões no que tange ao seu enquadramento como "alta política" ("*high politics"*) ou "baixa política" ("*low politics"*). Mediante tal contexto, a teoria realista das Relações Internacionais sinaliza que Estados que são antagonistas na "alta política" da guerra e da diplomacia não possuem a tendência de cooperar nos assuntos considerados como "baixa política", como as questões envolvendo o meio ambiente e o bem-estar da população, ou seja, com o que não rende altos lucros ao Estado.

Portanto, os conflitos transfronteiriços são reflexos da interrelação entre o homem e o meio ambiente, originados pelas elementares características físicas e biogeográficas ao longo da nascente, afluentes e foz do rio ou bacia, bem como os impactos pela ocupação e organização dos territórios transformados. No que diz respeito aos conflitos de interesses, as políticas incompatíveis dos países ribeirinhos com paradigmas diferenciados, são responsáveis por gerar tensões no relacionamento entre os mesmos.

4.1 A Realidade Hídrica do Continente Africano: uma questão natural

A disponibilidade dos recursos hídricos renováveis da África alcança uma média de 4.050 km3/ano. No ano 2000, forneceram uma média de aproximadamente 5.000 m³ *per capita*/ ano, o que é significativamente menos do que a média mundial de 7.000 m^3 *per capita*/ano e menos de 25% da média sul-americana, equivalente a 23.000 m^3 *per capita*/ano (SHIKLOMANOV, 1999; UNITED NATIONS POPULATION DIVISION, 2001).

Entretanto, a distribuição de águas superficiais e subterrâneas é bastante desigual. É possível citar como exemplo, a República Democrática do Congo, que é um país bastante úmido, com média anual de recursos hídricos renováveis internos de 935 km3, em comparação com o país mais seco da região, a Mauritânia, onde a média anual é de 0,4 km3 (UNDP, 2001). A distribuição geográfica dos recursos hídricos desta região não coincide com as densidades demográficas mais elevadas, o que causa um estresse hídrico ou dependência de fontes externas de água em muitas áreas, principalmente nas áreas centrais urbanas.

Atualmente, cerca de treze países do continente africano sofrem com o estresse hídrico ou escassez de água. Em 1990, os níveis eram inferiores a 1.700 m^3 *per capita*/ano e, calcula-se que esse número dobre até 2025. Mediante a realidade apontada por esses dados, é possível apontar um grande desafio para os responsáveis pelo planejamento hídrico que é o fornecimento e a distribuição igualitária entre os países do continente africano. (RIVA, 2002).

Mas a questão crucial da gestão dos recursos hídricos na Bacia do Nilo é: A quem pertence às águas do Nilo? Os acordos acerca da utilização das águas dessa bacia remontam a colonização e remetem ao século XIX, quando a Inglaterra, que controlava o Egito e o Sudão, assinou acordos com outras potencias coloniais da época, como a Etiópia, para garantir o volume e a vazão da água do Nilo.

Entretanto, mas precisamente em 1929, um tratado bilateral foi ainda mais longe nessa dicotomia hídrica. O Egito, que naquela época detinha sua independência, e a Inglaterra, que agiu em favor do Sudão e das outras colônias do entorno do Lago Vitória, assinaram um acordo de Direito sobre a Água do Nilo. Esse acordo reservava toda a vazão da estação seca para o Egito e permitia ao Cairo vetar qualquer projeto de desenvolvimento desta bacia. (RIVA, 2002).

Com a independência do Egito e do Sudão em 1959, ambos resolveram assinar um acordo que deu a ambos, o poder de "utilização plena das águas do Nilo". O acordo previa que da vazão anual do rio, de cerca de 84 bilhões de m³, o Egito teria o direito a 55 bilhões e o Sudão a 18,5 bilhões. Portanto, os países localizados rio acima não foram contemplados com nenhum percentual hídrico. (Reportagem: [*Battle for the Nile as rivals lay claim to Africa's great river*]. *De The Guardian*, 2010.).

Portanto, com a divisão das cotas d'água entre Egito e Sudão, fica nítida a complexidade que é a divisão com equidade do volume de água do rio Nilo entre os países por ele cortados e, fica obvio como os dois países supracitados buscam sempre se sobressair nos acordos de maneira astuciosa, evidenciando assim, a prerrogativa dos acordos firmados no pretérito colonial.

5. MÉTODOS E TÉCNICAS

Os procedimentos metodológicos desse trabalho foram norteados por uma abordagem qualitativa, que se desvincula dos critérios positivistas de validade dos dados, voltando-se então, para o aprofundamento da compreensão de um fenômeno social, do seu universo de significados, algo que não pode ser quantificado. (MINAYO, 2002). No que diz respeito ao delineamento da pesquisa esta possui um caráter bibliográfico, onde se fundamentou por meio de fontes secundárias, visando analisar os pressupostos elencados nos objetivos específicos.

Portanto, a análise e discussão dos resultados serão feitas, buscando atender aos objetivos da pesquisa e visando comparar e confrontar as informações obtidas nos diversos referenciais científicos discorridos nesse trabalho, objetivando confirmar os pressupostos iniciais elencados neste trabalho.

6. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De maneira geral, o continente africano pode ser considerado como sendo uma região com amplos recursos hídricos, pois conta com cerca de 325 bacias e sub-bacias hidrográficas, que se encontram maioritariamente na África Subsariana. Cerca de sessenta dessas bacias hidrográficas, considerando, rios e lagos, são transfronteiriças e ocupam 62% do território africano (Wolf *et al.* 1999). Porém, para evitar conflitos se faz necessário uma gestão dos recursos hídricos, integrada, equitativa e coerente entre países que são beneficiados com as águas dessa bacia.

Na concepção de Rima (2002, p. 172):

> A mudança em direção à gestão integrada dos recursos hídricos constitui uma das novas iniciativas de políticas adotadas na África para tratar as questões mencionadas anteriormente. A gestão integrada dos recursos hídricos não está limitada ao âmbito nacional, mas também inclui bacias compartilhadas por dois ou mais estados. A iniciativa da Bacia do Nilo, lançada em 1999, é um programa de ação conjunto entre dez países do Nilo que tem por objetivo garantir o desenvolvimento sustentável dos recursos, segurança, cooperação e integração econômica.

Corroborando com tal premissa, Mason (2004) afirma que é possível sintetizar o conflito atual no Nilo a partir dos seguintes fatos: o Egito é 95% dependente da água de países a montante, 85% desta água vem da Etiópia e, esta, pretende utilizar mais do seu volume de águas. Assim, o Egito, o mais forte militar e economicamente entre os países da bacia, teme pelas repercussões da redução do volume de águas do Nilo que chega a seu território. Todos os países têm apontado maior demanda de recursos hídricos, gerando um impasse que vem sendo negociado desde o final da década de 1990 sem sinal de êxito.

Os acordos para utilização dos recursos hídricos remontam décadas. Vários acordos já foram firmados, no entanto, sem êxito no funcionamento pratico. Entre os mais recentes, houve o acordo de Hydromet (1996), com o apoio da Organização Meteorológica Mundial e o Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento (PNUD), que segundo Tatemoto (2011, p. 80) “permaneceu em operação por 25 anos sem ter nenhum impacto substantivo em harmonizar a polarização de interesses montante-jusante”.

Mas foi em 1999, que os ministros de todos os países beneficiários da bacia do rio Nilo concordaram com a necessidade de criação e cumprimento de um acordo para utilização das suas águas, e criaram a Iniciativa da Bacia do Nilo (NBI), que é conhecido como um “arranjo transitório até que um acordo legal e institucional permanente entre em vigor”. (TATEMOTO, 2011, p. 81). Desde 1999, ano de criação da NBI, as posições dos grupos de países a montante e a jusante muito pouco se alteraram e, a preocupação fundamental é com o quantitativo de cotas de uso das águas entre os países beneficiários da bacia do Nilo, porque os países a jusante, Egito e Sudão não abrem mão dos “direitos históricos” adquiridos.

Portanto, na história da região já houve diversas ameaças, discursos hostis, supostos incitamentos a conflitos internos por parte do Egito, mas nunca enfrentamento direto entre países. Segundo Tatemoto (2011) a ameaça de guerra por parte do Egito no caso

de tentativas de desvio de águas do Nilo por países a jusante é constante, porque esse país não admite abrir mão dos "direitos adquiridos" e exige enormes esforços, tanto de gestão, quanto de diplomacia na região.

CONCLUSÃO

Perante o atual cenário de crescente escassez hídrica, os Estados possuem duas vias possíveis de atuação, onde a primeira passa pela competição pelo acesso e controle da água, que necessariamente provocará tensões e conflitos entre Estados co-ribeirinhos e, a segunda perpassa pela implementação de paradigmas institucionais de cooperação e gestão regional dos recursos hídricos. Esta última é deveras preferível, não só porque contribui para a estabilidade regional e a prevenção de conflitos entre Estados vizinhos, como também porque potencia a eficiência da exploração dos recursos hídricos.

De uma forma geral, é possível afirmar que todos os conflitos hídricos resultam de um contexto de assimetria geográfica entre os territórios ribeirinhos, em que uns têm a capacidade de determinar a quantidade e qualidade da água que os outros acedem. Além disso, constata-se uma correlação inversa entre a dimensão geográfica e a intensidade dos conflitos hídricos, ou seja, a frequência e intensidade dos conflitos locais são superiores, aos dos regionais.

Portanto, é possível concluir que a gestão transnacional dos recursos hídricos é um catalisador do desenvolvimento de qualquer região, mas, sobretudo, daquelas onde a escassez hídrica é mais profunda, como é o caso do continente africano. Sendo assim, a solução preconizada por este trabalho perpassa pela adoção de um novo paradigma de intervenção, isto é, a implementação de uma gestão transnacional dos recursos hídricos supranacionais, que poderá ser um relevante fator de interdependência, estabilidade e boas relações entre Estados beneficiados por água transfronteiriças, prevenindo assim tensões e conflitos entre eles.

REFERÊNCIAS

GIL, A. C. Como elaborar projeto de pesquisa. 3. Ed. São Paulo: Atlas, 2002.

JORDÂNIA, Rainha Noor da. Gestão dos recursos hídricos transfronteiriços. Relatório do Desenvolvimento Humano. 2006. Disponível em: <http://www.hdr.undp.org/en/media/07-Chapter6_PT1.pdf >. Acesso em: 21 dez. 2012.

MASON, Simon A. **From Conflict to Cooperation in the Nile Basin**. Zurich: Swiss Federal Institute of Technology. 2004. Disponível em: < http://www.isn.ethz.ch/isn/Digital Library/Publications/Detail/?id=7387&lng=en > Acesso em 17 dez. 2011.

MINAYO, Maria Cecilia de Souza (org.) Pesquisa Social: teoria, método e criatividade. 20 ed. Petrópolis: RJ: Vozes, 2002

PRISCOLI, Jeromi Delli; WOLF, Aaron T. *Managing and Transforming Water Conflicts*. Cambridge: Cambridge University Press, 2009. Disponível em: <http://www.cambridge.org/.../item115892 >. Disponivel em: 12 de dez. 2012.

PROGRAMA DAS NAÇÕS UNIDAS PARA O DESENVOLVIMENTO. **Água para lá da escassez: poder, pobreza e a crise mundial de água.** Relatório de desenvolvimento humano
de 2006. Disponível em: < http://hdr.undp.org/hdr2006/report_pt.cfm > Acesso em 04 jul. 2010.

Reportage: [*Battle for the Nile as rivals lay claim to Africa's great river*]. *De The Guardian*, 2010. Disponível em: <http://arcadenoe.eco.br/profiles/blogs/nove-paise-africanos-disputam >. Acesso em: 21 dez. 2012.

RIVA, Dario. Estado do Meio Ambiente e Retrospectivas Políticas: 1972-2002. Cap. 2. UNEP, Italy: Still Pictures. 2002. Disponível em: <http://www.wwiuma.org.br/geo_mundial.../cap2_%20aguadoce.pdf . Acesso em: 21 dez. 2012.

SHIKLOMANOV, I.A. W*orld Water Resources: Modern Assessment and Outlook for the 21st Century. St Petersburg Federal Service of Russia for Hydrometeorology and Environment Monitoring*, State Hydrological Institute. Petersburg, 1999. Disponível em: <http://www-pub.iaea.org/MTCD/.../PDF/.../session1.pdf >.Acesso em: 26 de dez. 2012.

TATEMOTO, Leticia Caroline Barche. Poder e conflito em bacias hidrográficas internacionais. (Dissertação de Mestrado). Pontífica Universidade Católica de Minas Gerais. Minas Gerais, 2011. Disponível em: <http:www.biblioteca.pucminas.br/teses/RelInternac_TatemotoLC_1.pdf>. Acesso em: 26 dez. 2012.

UNITED NATIONS POPULATION DIVISION. World Population Prospects 1950-2050. (The 2000 Revision). New York, United Nations, 2001. Disponível em: <http://www.un.org/esa/population/publications/.../wpp2008_highlights.pdf >. Acesso em: 18 dez. 2012.

WOLF, A. T.; NATHARIUS, J. A.; DANIELSON, J. J.; WARD, B. S. and PENDER, J. K.— International River Basins of the World. *International Journal of Water Resources Development*, 15(4): 387-427, 1999. Disponível em: <http://www.transboundarywaters.orst.edu/.../register/ >. Acesso em: 13 dez. 2012.

ZACARELI, Murilo Alves; GARCIA, Tatiana de Souza Leite. Recursos Hídricos Transfronteiriços e Relações Internacionais: o Caso da Bacia do Rio Nilo. Anais do VI Encontro Nacional da ANPPAS. Belém/PA – Brasil, 2012. Disponível em:

<http://www.seminar**rio**pos2012.abri.org.br/arquivo/download?ID...509 >. Acesso em: 23 dez. 2012.

AVALIAÇÃO DE RESÍDUOS DE UMA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO CONVENCIONAL

Cristiane Aparecida de Oliveira
Licenciada em Matemática pela Universidade Estadual de Goiás, Graduando em Tecnologia Superior em Gestão Ambiental – Faculdade Católica de Anápolis. **Email:** cris.gestorambiental@gmail.com

Wellington França Barcelo
Graduando em Tecnologia Superior em Gestão Ambiental – Faculdade Católica de Anápolis. Email: wellington.barcelo@gmail.com

Carla Jovania Gomes Colares
Química Industrial. Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental e Professora da Faculdade Católica de Anápolis. carlacolares1@gmail.com

Resumo

O crescimento populacional, industrial e econômico ocasionou o aumento do consumo de água potável no planeta. Observando-se a necessidade de reuso deste bem, o presente trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade da água utilizada no processo de lavagem dos filtros da Estação de Tratamento de Água do tipo convencional de fluxo completo (ETA) da cidade de Anápolis/GO, com fins de reutilizá-la no processo inicial de tratamento da presente ETA. O estudo foi realizado nos meses de março a junho/2012 e agosto de 2012, onde se avaliou parâmetros físico-químicos, totalizando cinco coletas. Os resultados médios obtidos foram: 2,41 mg L^{-1} para o alumínio, 2,49 mg L^{-1} para o ferro, 0,02 mg L^{-1} para o manganês, 7,80 para o pH, 140,8 UNT para a turbidez. Após os estudos, foi possível averiguar que o retorno da mesma ao início do processo de tratamento pode ser realizado de forma controlada, pois os parâmetros alumínio, ferro e turbidez encontram-se fora dos limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 para águas doce de classe 2 e padrão de lançamento de efluentes fazendo-se necessário um estudo para otimização do processo de reutilização da água de lavagem dos filtros.

Palavras-chcave: efluente, água de lavagem, composição.

1- INTRODUÇÃO

As Estações de Tratamento de Água (ETA), unidades industriais de fundamental importância, tem por finalidade garantir a qualidade da água conforme os fins de utilização em que serão empregados. A forma com que será tratada a água e a

tecnologia empregada varia conforme os fins a que se destina, e as características da água bruta. A água tratada geralmente divide-se em duas formas de finalidades, uma com fins de potabilidade em sistemas públicos de abastecimento, e outro com aplicação industrial e comercial.

Observa-se que todo o esquema da ETA no Brasil assemelha-se com um processo industrial, portanto também geram resíduos. Os resíduos oriundos das ETA são descartados de acordo com a concepção do projeto da estação. No entanto, muitos projetos de estações de tratamento não preveem o destino desses resíduos e a maioria lança esses rejeitos em cursos d'água sem a preocupação com reuso, recuperação e impactos ambientais.

Assim, o presente estudo tem por objetivo caracterizar através de análises físico-químicas a água de lavagem de filtros da estação de tratamento de água do tipo convencional de fluxo completo (ETA) da cidade de Anápolis – GO, a fim de se verificar a possibilidade de seu retorno ao processo inicial de produção uma vez que as mesmas são descartadas sem nenhum tipo de tratamento no Córrego João Cesário.

2 – MATERIAL E MÉTODOS

2.1 – Local de estudo – ETA ANÁPOLIS/GO

A ETA escolhida para a realização do estudo de reaproveitamento da água de lavagem de filtro é a estação localizada no Jardim das Américas I Etapa, responsável pelo abastecimento da cidade e região. A referida ETA tem capacidade para tratar até 860 litros por segundo. Sua água é proveniente do sistema de captação que funciona no Ribeirão de Piancó, município de Abadiânia.

A água bruta entra em uma câmara de dimensões 3,9 m de comprimento, 1,9 m de largura e 3,0 m de profundidade, onde é adicionada cal hidratada a uma vazão média mínima de 400 kg dia^{-1} e uma vazão máxima de 800 kg dia^{-1} empregada na alcalinização e elevação do pH da água bruta.

A coagulação da água bruta se dá com a adição de sulfato de alumínio hidratado aplicado na Calha Parshall. Esse componente químico desestabiliza as partículas coloidais de modo a ocorrer a formação de precipitado do coagulante com as impurezas (flocos), que são removidos posteriormente. Em seguida, a água coagulada é submetida à agitação para a formação de flocos e adquirirem a massa específica para se

decantarem. Essa etapa é feita nos floculadores. A ETA em questão trabalha com quatro floculadores, sendo cada um, composto de seis câmaras, com seis impulsores rotativos do tipo paletas de eixo vertical.

Após a decantação, a água clarificada é filtrada por gravidade em oito filtros rápidos com dupla camada, uma de antracito e outra de areia. Após a saturação de impurezas no leito filtrante, é realizada uma lavagem superficial, seguida de uma retro lavagem, onde são consumidos, em média, 150 m^3 de água potável por lavagem de filtro.

2.2 – Etapa de lavagem dos filtros

Essa etapa de tratamento é de grande importância para se obter água de boa qualidade e imprescindível para que esta atinja os padrões de potabilidade recomendável ao consumo humano. Por meio dela são retidas diversas partículas sólidas e sujeiras trazidas pelas tubulações em todo o processo de transporte da água bruta.

Na lavagem dos filtros a entrada da água deve ser maior que a saída a fim de possibilitar um acúmulo de água no filtro. Ela ocorre de modo ascendente conforme ilustrado na Figura 1 (a), (b) e (c), a areia, leito filtrante, é colocado em suspensão na água, sendo que a velocidade de ascensão da água deve ser suficiente para expandir esta areia. Usam-se grandes quantidades de água, que são descartadas.

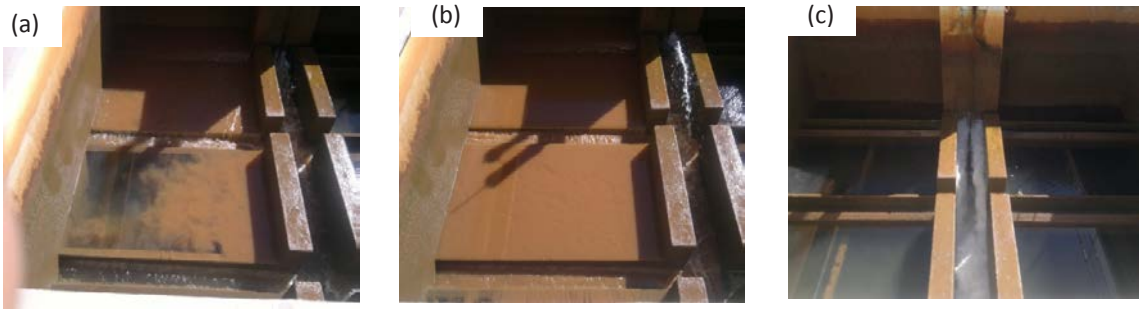


Figura 1 – (a) início da lavagem do filtro, (b) evolução do processo de lavagem e (c) etapa final da lavagem de filtros da ETA Anápolis.

2.3 – Quantificação do efluente da lavagem de filtro em relação ao volume da água tratada

De acordo com Fontana (2004), diversos pesquisadores chegaram ao consenso de que os resíduos gerados em uma ETA convencional podem variar em 1% a 5% do volume de água tratada. Somente na lavagem dos filtros, o consumo pode chegar de 2%

a 5% do volume de água tratada, segundo afirma Cornwell (1987) *apud* Fontana (2004).

Nos estudos de Camargo (2011) a respeito das características das águas residuárias, a ETA de Anápolis apresenta um percentual dos resíduos gerados em relação ao volume de água tratada em torno de 1,75 % e ressalta ainda que, 99,7% provêm da água de lavagem de filtro correspondendo a um volume 1.200 m^3 diários. Justifica-se assim a importância de se retornar a água de lavagem da referida ETA ao início da estação para tratamento e reaproveitamento.

2.4 – Coletas das amostras

Foram coletadas cinco amostras em cinco meses diferentes, ao longo do processo de lavagem dos filtros, em um intervalo de três minutos aproximadamente, após o lançamento concomitante do efluente de lavagem. Em todas as coletas foram analisados a turbidez, o pH e os metais: alumínio, manganês e o ferro.

Os procedimentos de coleta, preservação, preparação e análise das amostras, seguiram o "Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995)".

3 – RESULTADOS E DISCUSSÃO

A turbidez da água de lavagem de filtro apresentou variações superiores aos limites preconizados pela Resolução CONAMA 357/2005 nas cinco amostras realizadas no presente estudo, conforme ilustra a Figura 2.

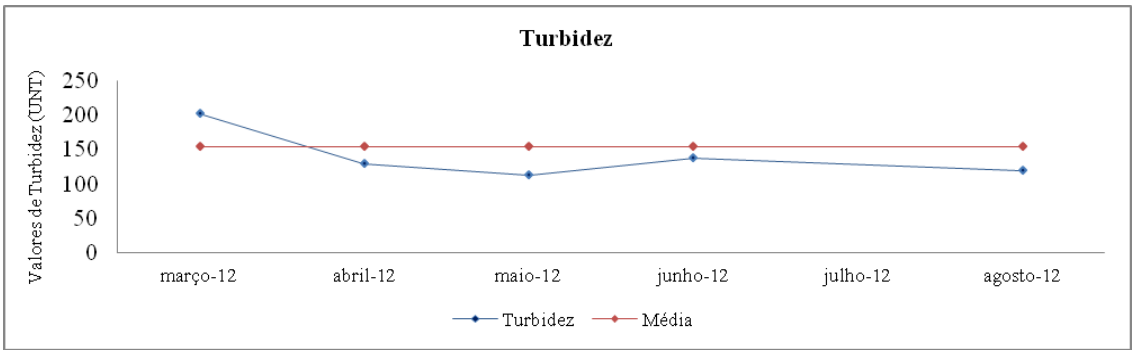


Figura 2 – Valores médios de turbidez obtidos nas análises da água de lavagem dos filtros da ETA/Anápolis.

Esta resolução estabelece que, para corpos hídricos de classe 2 deve-se ter valores máximos de 40 UNT. Nota-se que acontece uma tendência decrescente nos meses de

março a maio voltando novamente a se elevar a partir deste mês, mostrando que houve uma precipitação maior de chuva no mês de março e junho, indicando o possível aumento de partículas de natureza inorgânica, como siltes, argila e areia.

A variação de pH demonstrada na Figura 3 pode ser atribuída à adição do coagulante durante o processo de tratamento da água.

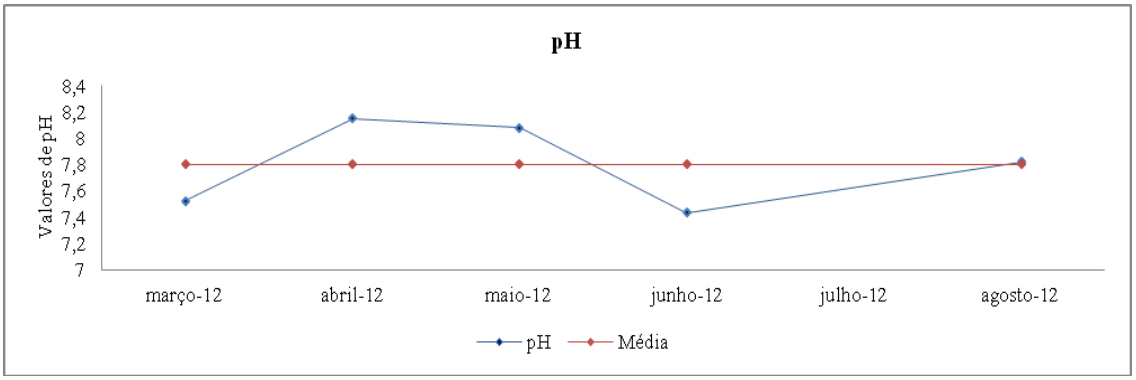


Figura 3 – Valores médios de pH obtidos nas análises da água de lavagem dos filtros da ETA Anápolis/GO.

Segundo Meneses (2005), o pH é, em geral, influenciado pelo teor de sulfato de alumínio na água, ou seja, maior concentração de sulfato de alumínio, menor valor do pH; sendo observado no presente estudo o decaimento destes valores nos meses considerados chuvosos.

As análises comprovaram que os valores de pH encontram-se dentro dos padrões exigidos pela resolução CONAMA 357/2005 a qual não deve ultrapassar os limites de 6,0 a 9,0.

Verificam-se altas concentrações de alumínio na água de lavagem dos filtros (ALF) nos meses de março e junho (Figura 4), podendo-se concluir que foram utilizadas elevadas quantidades do coagulante – sulfato de alumínio, a fim de se obter a qualidade da água para consumo, conforme estabelecidos pela Portaria 518/2005 do Ministério da Saúde.

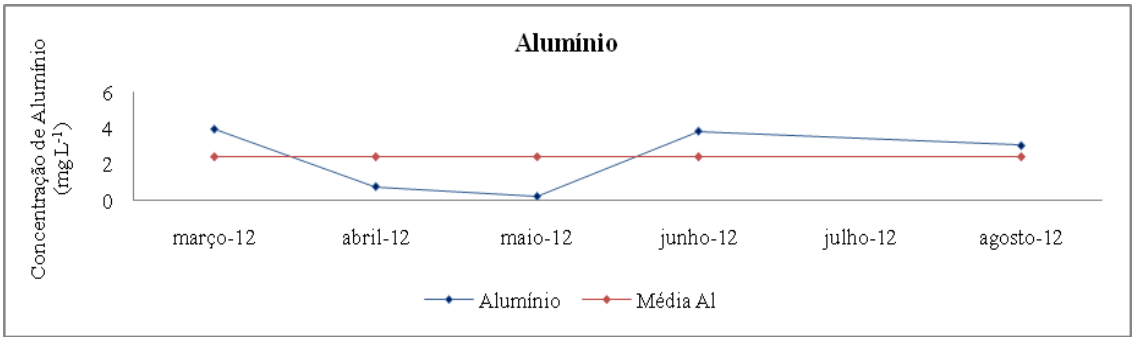


Figura 4 – Valores médios de alumínio obtidos nas análises da água de lavagem dos filtros da ETA Anápolis/GO

A resolução CONAMA 357/2005 estabelece limite de 0,1 mg L^{-1} de alumínio corpos hídricos de classe 2, estando as concentrações apresentadas no presente estudo, acima deste valor.

De acordo com Menezes (2005), o alumínio na água é complexado e influenciado pelo pH, temperatura e presença de fluoretos, sulfatos, matéria orgânica e outros ligantes. O aumento da concentração de alumínio está associado ao período de chuvas e, portanto, à alta turbidez. O acúmulo de alumínio no homem tem sido associado ao aumento de casos de demência senil do tipo Alzheimer (MENESES, 2005).

Assim como o alumínio, foi observada a presença do elemento ferro em todas as análises realizadas no presente estudo, conforme demonstra a Figura 5.

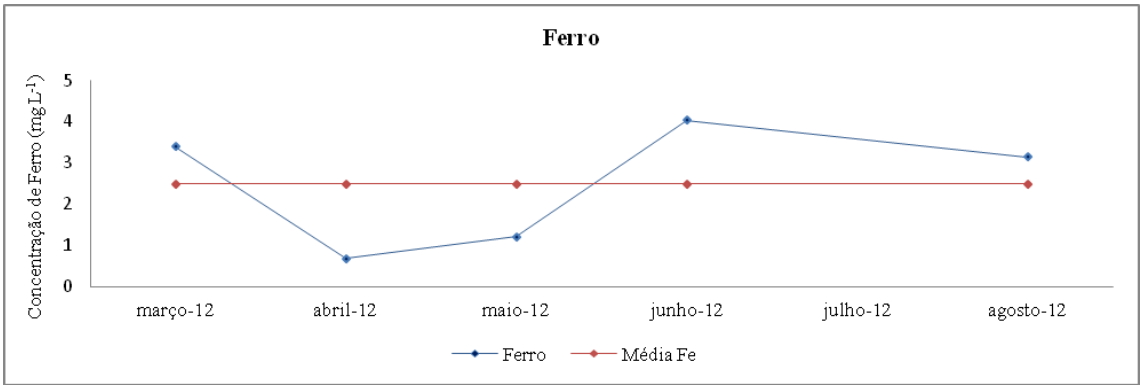


Figura 5 – Valores médios de ferro obtidos nas análises da água de lavagem dos filtros da ETA Anápolis/GO.

As concentrações de ferro obtidos nas análises realizadas encontram-se fora do limite de 0,3 mg L^{-1} estabelecido pela resolução CONAMA 357/2005. O ferro, apesar de não se constituir um tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água, como por exemplo, confere cor e sabor à água, provocando mancha em roupas e utensílios sanitários; também traz o problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferrobactérias, ocasionando a contaminação biológica da água, na própria rede de distribuição.

Os valores de manganês encontrados na ALF (Figura 6) foram inferiores a 0,031 mg L^{-1}, estando abaixo do limite estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005, para lançamento de efluentes que é de 0,1 mg L^{-1}.

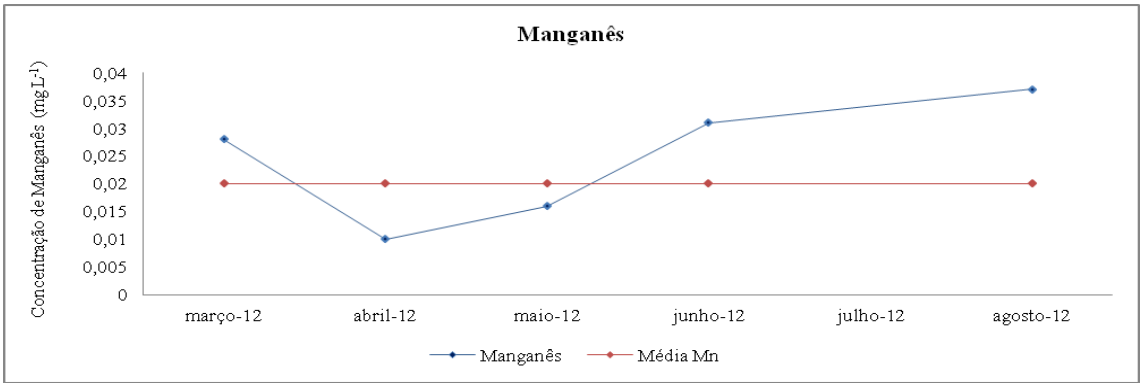


Figura 6 – Valores médios de manganês obtidos nas análises da água de lavagem dos filtros da ETA/Anápolis.

De acordo com Ferreira & Laje Filho (1999), um dos principais motivos para restrição ao reuso da água da limpeza e lavagem das ETA é quando esta água apresenta uma qualidade microbiológica não satisfatória ou presença de ferro e manganês, o que se deve ao fato de que, sendo o processo de filtração uma operação de pré-concentração de sólidos e microrganismos, quando ocorre à reciclagem integral a água de lavagem pode prejudicar o processo de tratamento da fase líquida.

4 – CONSIDERAÇÕES FINAIS

A destinação inadequada das águas de lavagem de filtros e demais resíduos gerados nas Estações de Tratamento de Água são fatores preocupantes devido ao tipo de prática realizada por muitas ETA brasileiras. O reaproveitamento desses resíduos são objetos de estudo de diversos pesquisadores em inúmeras ETA do Brasil.

Analisando as características apresentadas pelos resíduos das coletas da água de lavagem de filtro realizadas durante o processo de experimentação na ETA Anápolis/GO, observou-se que o retorno da água de lavagem de filtro da ETA em estudo é viável desde que esta seja feita de maneira a estar em conformidade com os limites estabelecidos pelas Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011.

O retorno da água de lavagem de filtro para a Estação de Tratamento de Água de Anápolis poderá levar ao aproveitamento equivalente a 1.200 m^3 diários de água, volume este que deixarão de ser descartado em corpos hídricos, gerando assim benefícios econômicos e ambientais.

5- REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA; AWWA; WPCF. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 21a ed., Washington D.C., USA, American Public Health Association, 2005.

BRASIL, Ministério da Saúde. **Portaria n° 518, de 25 de março de 2004**. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências.- Série E. Legislação de Saúde. Brasília DF.

CAMARGO, R. P. L. et. al. **Estudos de Resíduos gerados na ETA de Anápolis – GO: Caracterização e quantificação.** (Dissertação de Mestrado). Universidade Estadual de Goiás – UEG, Unidade Universitária de Ciências Exatas e Tecnológicas, Anápolis - GO, 2011

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 357 de 17 de março de 2005. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2005. 23p. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamentos de efluentes nos corpos receptores e dá outras providências.

CONAMA. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Ministério do Meio Ambiente. Resolução n. 430 de 13 de maio de 2011. **Diário Oficial da União**, Brasília, 2011. 8p.

FERREIRA FILHO, S.S.; LAJE FILHO, F.A. **Redução de perdas e tratamento de lodo em ETA. Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água – PNCDA**. Brasília: SEPURB, 23p. 1999. Documentos Técnicos de Apoio.

FONTANA, A. O. **Sistema de Leito de Drenagem e Sedimentador como solução para Redução de Volume de Lodo de Decantadores e Reuso de Água de Lavagem de Filtros – Estudo de Caso – ETA Cardoso.** São Carlos. Dissertação (Mestrado) – Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia, 2004.

MENESES, A.C.L.S.M. Presença de alumínio no efluente descartável gerado numa estação de tratamento de água e suas implicações na qualidade da água do corpo receptor. João Pessoa: **PRODEMA/UFPB**, Dissertação Mestrado, 2005. 110p.

Sintopia entre *Biomphalaria straminea* e o molusco exótico competidor *Melanoides tuberculatus* no reservatório da Usina Hidrelétrica de Cana Brava, GO

Fábio Fiebrig Buchmann[1,2]; Aline Carvalho de Mattos[3], Silvana Carvalho Thiengo[4]; Monica Ammon Fernandez[4]

[1]Mestrado em Biodiversidade e Saúde do Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz; [2]Bolsista, Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, av. Brasil, 4365, Rio de janeiro, 21040-900, autor correspondente, email: fbuchmann@gmail.com; [3]Tecnologista, Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, av. Brasil, 4365, Rio de janeiro, 21040-900, email: amattos@ioc.fiocruz.br; [4]Pesquisador, Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, av. Brasil, 4365, Rio de janeiro, 21040-900, email: ammon@ioc.fiocruz.br & sthiengo@ioc.fiocruz.br.

Resumo

O levantamento da fauna de moluscos e da helmintofauna associada em áreas impactadas revelou a presença do vetor da esquistossomose no rio Tocantins, nos Estados de Goiás e Tocantins. O presente trabalho buscou avaliar a frequência de ocorrência e a abundância de *Biomphalaria straminea,* vetora da esquistossomose, e da espécie exótica competidora *Melanoides tuberculatus* no reservatório da usina hidrelétrica de Cana Brava, Goiás, bem como a infecção natural por trematódeos digenéticos. Foram analisados dez locais na área de influência da UHCB, sendo quatro campanhas de coletas (maio, agosto, novembro/2012 e fevereiro/2013). Dos 1826 exemplares obtidos, 1087 eram *M. tuberculatus* e 739 *B. straminea,* sendo a primeira a mais abundante e a segunda a mais frequente. Embora nenhum estivesse parasitado por *S. mansoni*, foram obtidas outras formas larvais das famílias Schistosomatidae (em *B. straminea*) e Opisthorchiidae (em *M. tuberculatus*). A presença de populações bem estabelecidas de *B. straminea* e do molusco exótico *M. tuberculatus*, bem como a participação de ambas espécies em ciclos de trematódeos, tornam a área vulnerável à transmissão de parasitoses de interesse médico-veterinário, indicando medidas profiláticas como educação em saúde e o monitoramento da malacofauna e da helmintofauna.

Palavras-chave: Malacofauna, Biodiversidade, Trematódeos.

INTRODUÇÃO

A partir de 1970 o Departamento Nacional de Águas e Energia Elétrica propôs a realização de estudos de impactos ambientais em projetos hidrelétricos. Após 1986 esses estudos se tornaram obrigatórios, com a Resolução nº 001/1986 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (BRASIL, 1986). Nesse contexto, há mais de 10 anos, o Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz vem realizando o levantamento e o monitoramento da fauna de moluscos límnicos em ambientes impactados por grandes empreendimentos hídricos.

Os moluscos compreendem o segundo maior Filo Animal, com cerca de 150.000 espécies viventes conhecidas, além de um vasto registro fóssil (Nielsen, 2001). Além de sua importância no conhecimento da biodiversidade e nas cadeias tróficas, os moluscos podem participar do ciclo de vida de parasitos (Bush *et al.,* 2001), como do trematódeo *Schistosoma mansoni* Sambon, 1907, responsável por uma das principais parasitoses associada a ambientes impactados por usinas hidrelétricas.

Biomphalaria straminea (Dunker, 1848), uma das três espécies transmissoras naturais da esquistossomose no Brasil, foi encontrada nos reservatórios das usinas hidrelétricas de Serra da Mesa (UHSM) (Thiengo *et al*., 2005) e de São Salvador (UHSS) (Fernandez, 2011), ambas no rio Tocantins. Além desta espécie foram observados exemplares de *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774), um molusco exótico originário do Norte e Leste da África e Sudoeste da Ásia (Vaz, 1986), assinalado como possível competidor de *Biomphalaria* spp. (Pointier, 1993). Este autor realizou uma série de trabalhos encorajando a utilização deste tiarídeo em programas de controle biológico da esquistossomose. Outros autores analisaram esta possível competição em biótopos brasileiros obtendo resultados contraditórios (Giovanelli, 2000, Guimarães *et al*., 2001).

A ocorrência desta espécie exótica no rio Tocantins em uma área com usinas hidrelétricas em cascata e seu potencial como competidor de outras espécies transmissoras da esquistossomose motivou o monitoramento destes moluscos no reservatório da Usina Hidrelétrica de Cana Brava, localizado entre a UHSM e a UHSS. O reservatório da UHCB alagou, em 2000, uma área de 139 Km^2 entre os municípios de Minaçu, Cavalcante e Colinas do Sul, pertencentes aos Estados de Goiás e Tocantins. O

presente trabalho buscou analisar a frequência de ocorrência e a abundância de *B. straminea* e *M. tuberculatus* (Figura 1) no reservatório da UHCB, bem como a infecção natural por trematódeos digenéticos.

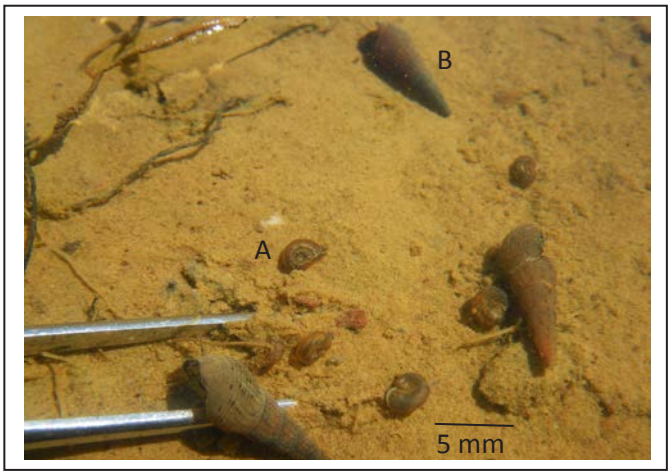


Fig 1. Exemplares vivos em sintopia no rio Tocantins: *B. straminea (*A) e *M. tuberculatus* (B)

MATERIAL E MÉTODOS

Para o monitoramento, foram georreferenciados locais ao longo do reservatório da UHCB (Figura 2), sendo realizadas quatro campanhas de coleta (maio, agosto e novembro de 2012 e fevereiro de 2013). A escolha destes 10 pontos foi em relação à ocorrência das espécies, observada em estudos prévios, e a facilidade de acesso ao local pela população: 1- Rio Cana Brava (S 13°21'27.7", W 48°9'48.23"), 2- Rio Tocantins, próximo à barragem da UHCB (S $13^0$26'24.5", W $48^0$12'05.5"), 3- Praia do Sol (S $13^0$33'23.2", W $48^0$12'38.1"), 4- Rio Bonito, próximo ao bairro Vila de Furnas (S $13^0$31'44.7", W $48^0$12'10.4"), 5- Rio Bonito (S $13^0$31'00.2", W $48^0$11'53.6"), 6- Rio São Félix (S $13^0$32'39.2", W $48^0$05'14.5"), 7- Rio Tocantins, Serra Branca (S $13^0$33'23.2", W $48^0$08'57.2"), 8- Rio Santo Antônio (S $13^0$30'33.4", W $48^0$02'06.9"), 9- Rio Preto (S $13^0$42'01.2", W $48^0$03'46.7") e 10- Rio Tocantins, Porto Rubão (S $13^0$45'33.3", W $48^0$08'40.3").

Em cada local de amostragem foram realizadas buscas diretas, durante 10 minutos, por dois coletores, a cada período analisado. Os exemplares foram coletados com pinças e conchas de captura, postos em frascos identificados e os moluscos mantidos vivos até o Instituto Oswaldo Cruz. No Laboratório de Malacologia, os

exemplares foram expostos à luz e ao escuro para a verificação da presença de larvas de trematódeos, identificadas segundo a chave dicotômica de Schell (1970).

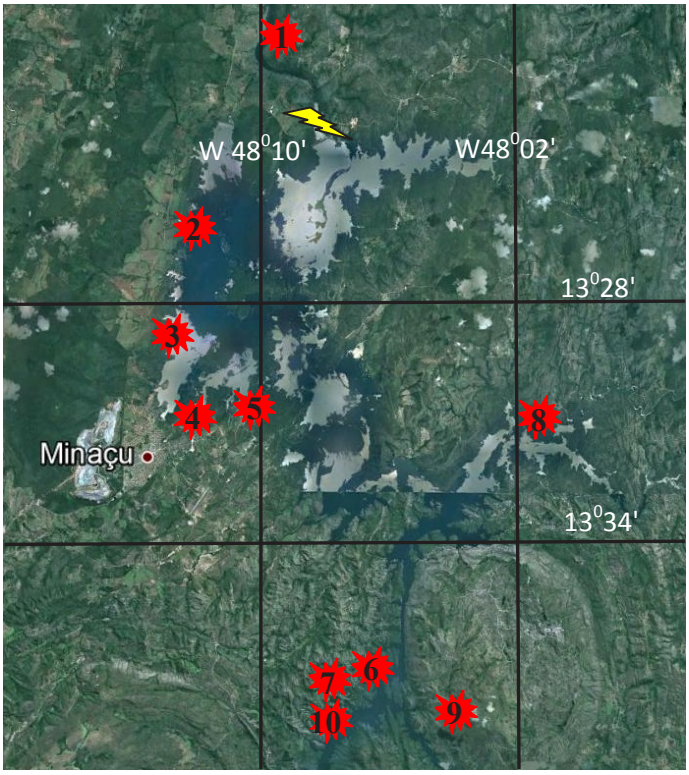


Fig.2: Área de estudo: reservatório da UHCB com os 10 pontos de coleta georeferenciados. Em amarelo, a barragem da UHCB. Fonte: Google Earth.

Para a fixação da anatomia, os moluscos foram colocados em uma solução de pentobarbital sódico a 1%, por aproximadamente 6 horas, a fim de se obter o máximo de relaxamento do animal. Posteriormente, cada exemplar foi imerso em água a 70^0 C e em seguida em água fria, onde a parte mole do animal foi retirada da concha. A anatomia do animal foi fixada em Railliet-Henry e a concha preservada a seco. A identificação específica foi baseada na análise morfológica do sistema reprodutor e análise das conchas, para tanto espécimes adultos de cada ponto foram dissecados em microscópio estereoscópico.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletados 1826 moluscos, dos quais 1087 eram *M. tuberculatus* e 739 *B. straminea,* representando uma abundância relativa de 59,5% e 40,5%, respectivamente. Quanto à infecção por trematódeos, *B. straminea* apresentou cinco tipos cercarianos e embora um deles pertencesse à família Schistosomatidae, não foram encontradas formas larvais de *S. mansoni*. A espécie *M. tuberculatus* apresentou

cercárias da família Opisthorchiidae, a qual inclui o trematódeo *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875), um parasita encontrado no fígado de humanos, mas sem registros de autoctonia para o Brasil (Thiengo *et al*., 2007).

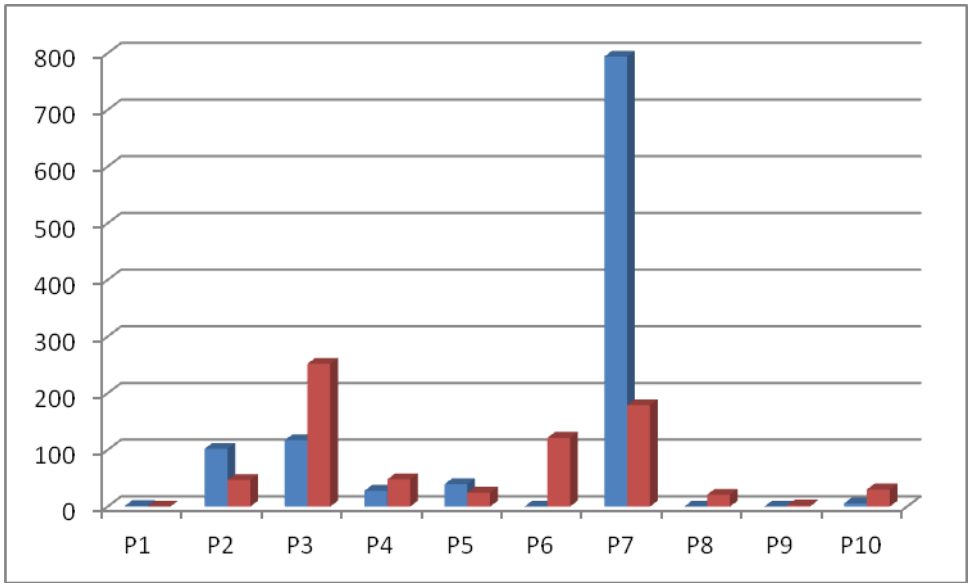


Figura 3- Abundância de *M. tuberculatus* (azul) e *B. straminea* (vermelho) nos 10 pontos georreferenciados.

Nos pontos n^{os} 6, 8 e 9 foi encontrado somente a espécie *B. straminea* e, no ponto n^{o} 1 apenas um exemplar de *M. tuberculatus* foi coletado. Em todos os outros pontos houve sintopia entre estas espécies, sendo a maior abundância observada no ponto n^{o} 7 (973 exemplares, sendo 794 *M. tuberculatus* e 179 *B. straminea*), seguida pelo ponto n^{o} 3 (Figura 3).

O local com maior importância epidemiológica para a transmissão da esquistossomose é a praia do Sol (ponto n^{o} 3), onde foram coletados exemplares de *B. straminea* em todas as campanhas de coleta (Figura 4). Com relação à frequência de ocorrência das duas espécies, considerando os quatro períodos, *M. tuberculatus* foi encontrado em sete dos dez locais pesquisados (70%) e *B. straminea* em nove (90%), sendo ambas consideradas constantes, ou seja, ocorrência acima de 50%.

Analisando a frequência de ocorrência em cada ponto, *B. straminea* foi constante (C > 50%) em nove dos dez locais analisados e *M. tuberculatus* foi constante em seis, não demonstrando haver competição biológica entre estas espécies no reservatório da UHCB.

PONTOS	mai/12		ago/12		nov/12		fev/13	
	M	B	M	B	M	B	M	B
PT 1	1	0	0	0	0	0	0	0
PT 2	4	2	15	8	79	21	4	16
PT 3	46	48	51	18	9	103	11	83
PT 4	5	25	0	6	9	15	14	2
PT 5	7	9	26	2	2	9	5	5
PT 6	0	38	0	3	0	24	0	56
PT 7	84	4	0	81	50	22	660	72
PT 8	0	7	0	10	0	0	0	4
PT 9	0	0	0	0	0	2	0	0
PT 10	1	2	1	2	0	2	4	26

Figura 4- Ocorrência de *M. tuberculatus* (M) e *B. straminea (*B) nos quatro períodos analisados.

No rio Tocantins, Thiengo *et al.* (2005) relataram uma redução na densidade populacional do tiarídeo nativo *Aylacostoma tenuilabris* (Reeve, 1860) em decorrência do aumento exponencial de *M. tuberculatus*. Estes autores observaram também um crescimento populacional de *M. tuberculatus* e de *B. straminea* durante a formação do reservatório da UHSM, confirmando sintopia entre estas espécies. No Rio de Janeiro, em uma vala natural, Fernandez *et al.* (2001) documentaram o deslocamento e a redução de *Biomphalaria glabrata* (Say, 1818) devido à intensa colonização por *M. tuberculatus.*

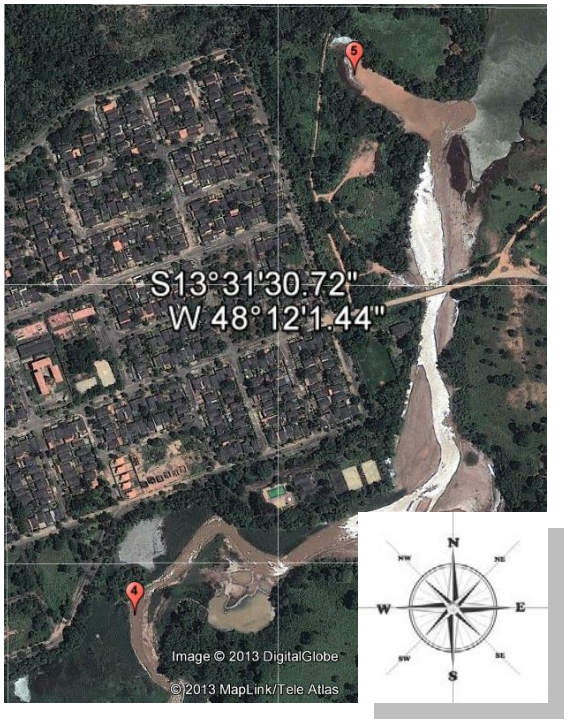


Fig.5: Ponto 4 (rio Bonito, próximo à vila residencial de Furnas); Ponto 5(rio Bonito, próximo ao antigo matadouro de Minaçu, GO. Fonte: Google Earth

A presença destas espécies na área de estudo, a sintopia entre elas e o potencial de albergar formas larvais de trematódeos, tornam a área vulnerável à transmissão de parasitoses, como a esquistossomose. Os pontos n^{os} 4 e 5, por exemplo, referem-se ao rio Bonito, um tributário do reservatório da UHCB que contorna parte do município de Minaçu (Figura 5), que possui populações bem estabelecidas de *B. straminea* e *M. tuberculatus*, podendo receber dejetos humanos. Além destes, a Praia do Sol (ponto n^{o} 3) é uma das áreas a serem avaliadas epidemiologicamente, por se tratar de um ponto turístico da região Centro Oeste o qual recebe muitos turistas no verão, férias escolares e feriados.

CONCLUSÃO

No reservatório da UHE Cana Brava ocorre sintopia entre a espécie exótica competidora *M. tuberculatus* e o transmissor da esquistossomose *B. straminea*. A espécie mais abundante foi *M. tuberculatus* e a mais frequente foi *B. straminea*, o que somado aos fatores sócio-ambientais relatados torna a área vulnerável a transmissão de *S. mansoni*.

AGRADECIMENTOS

À equipe do Laboratório de Malacologia do IOC pelo apoio na realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

BUSH, A. O.; FERNÁNDEZ, J.C.; ESCH, G.W.; SEED, J. R. *Parasitism - The diversity and ecology of animal parasites.* New York: Cambridge University Press, 2001. 566p.

BRASIL. Resolução nº 001/86 de 23 de setembro de 1986. Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. In: CETESB. 1995. Legislação Federal, Controle da Poluição Ambiental. São Paulo: Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 150p.

FERNANDEZ, M. A.; THIENGO, S. C.; BOAVENTURA, M. F. Gastrópodes límnicos do Campus de Manguinhos, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro, RJ. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical,* v. 34, n. e, p. 279-282, 2001.

FERNANDEZ, M. A. *Variação espaço-temporal da malacofauna límnica em dois reservatórios no rio Tocantins, com ênfase na transmissão da esquistossomose, no período entre junho de 2004 e outubro de 2010*. 2011. 187fl. Tese (Doutorado em Biologia Parasitária) – Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro. 2011.

GIOVANELLI, A. *Competição entre os moluscos gastrópodos M. tuberculata (Muller, 1774) e Biomphalaria glabrata (Say, 1818), hospedeiro intermediário do Schistosoma mansoni.* 2000. Tese (Mestrado em Biologia Parasitária) – Instituto Oswaldo Cruz, Fiocruz, Rio de Janeiro. 2000.

GUIMARÃES, C. T.; SOUZA C. P.; SOARES D. M. Possible competitive displacement of Planorbids by *Melanoides tuberculata* in Minas Gerais, Brazil. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz* v. *96*, p. 173-176, 2001.

NIELSEN, C. Animal evolution: interrelationships of the living phyla. 2a. Ed., New York: Oxford University. 2001. p. 563.

POINTIER, J. P. The introduction of *Melanoides tuberculata* (Mollusca: Thiaridae) to the island of Saint Lucia (West Indies) and its role in the decline of *Biomphalari glabrata*, the snail intermediate host of *Schistosoma mansoni. Acta Trop*, v. 54, p. 13-8, 1993.

SCHELL, S.C. *How to know the trematodes*. Dubuque: Wm.C. Brown Co, 1970. 355p.

THIENGO S. C.; SANTOS S. B.; FERNANDEZ M. A. Malacofauna límnica da área de influência do lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil. I. Estudo qualitativo. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 4, p. 867-874, 2005.

THIENGO S. C. Helmintoses de interesse médico-veterinário transmitidas por moluscos no Brasil. In:Santos S. B.; Pimenta A. D.; Thiengo S. C.; Fernandez M. A.; Absalão R. S. (orgs.). *Tópicos em Malacologia – Ecos do XVIII Encontro Brasileiro de Malacologia*. Rio de Janeiro: Sociedade Brasileira de Malacologia. 2007. p. 287-294.

VAZ, J. F.; TELES, H. M. S.; CORRÊA, M. A.; LEITE, S. P. S. Ocorrência no Brasil de *Thiara (Melanoides) tuberculata* (Muller, 1774) (Gastropoda: Prosobranchia), primeiro hospedeiro intermediário de *Clonorchis sinensis* (Cobbold, 1875) (Trematoda, Phathyhelmintes). *Revista de Saúde Pública*, v. 20, p. 318-322, 1986.

REMOÇÃO DE BTX (BENZENO, TOLUENO, P-XILENO E O-XILENO) DE ÁGUA POR ADSORÇÃO EM ORGANOSÍLICA DE MESOPOROSA

Francisco Richard da Silva[a], Sayonara do Nascimento Silva[a], Rosângela Silveira Lima [b,*] e Flávia de Miranda Leão Leite Costa[b]

[a] IC do Laboratório de Biodiesel e Meio Ambiente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – Campus Quixadá

[b] Professor DIII do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – Campus Quixadá, Estrada do Açude Cedro, Km 05 Bairro Cedro Novo - Quixadá-Ceará - CEP: 63900-000 - Caixa Postal: 95 e Fone: (88) 3412.0111.

[1] Trabalho de Iniciação à Pesquisa desenvolvido no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) e financiado pelo Programa Petrobrás de Desenvolvimento de Recursos Humanos

* Autor correspondente: rosangela.silveira22@hotmail.com

Resumo – Este estudo avalia a organosílica com mesoporos periódicos (PMO), sintetizada pela condensação de 1,4-bis trietoxisililbenzeno (BTEB), sob condições ácidas, usando o copolímero tribloco Plurônic P123 como agente direcionante e sal inorgânico (KCl), na adsorção de compostos aromáticos presentes em águas. As medidas de difração de raios X a baixo ângulo e a isoterma de adsorção e dessorção de nitrogênio revelaram que o produto está hexagonalmente ordenado, possui poros cilíndricos e dimensões meso/macro complementares. O compósito exibiu uma eficiente capacidade de adsorção de Benzeno, Tolueno, p-Xileno e o-Xileno (BTXs) nos processos por coluna e por batelada.

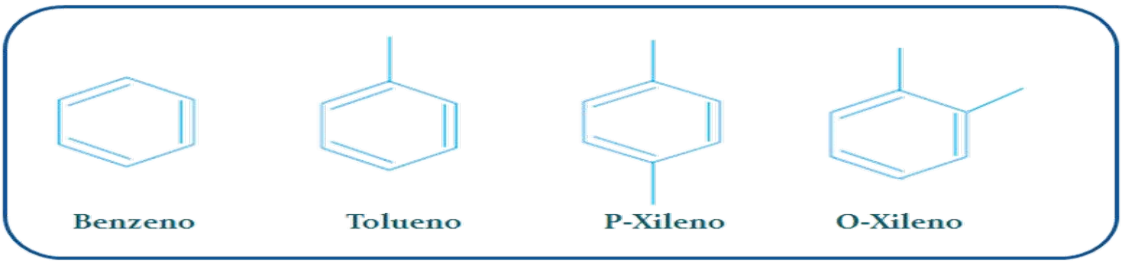
Palavras-chave: Água, Adsorção, BTX

INTRODUÇÃO

Compostos orgânicos BTX

Os hidrocarbonetos benzeno, tolueno e xileno (BTX) constituem um importante volume da produção de petróleo nas refinarias, presentes em derivados de importância econômica e social como a gasolina [1]. Na figura 1 são mostradas as estruturas moleculares dos BTX estudados nesse trabalho.

Figura 1: Estruturas moleculares dos BTX



Estudos mostram que esses hidrocarbonetos são considerados tóxicos aos organismos vivos, sejam vertebrados ou invertebrados. Na espécie humana, podem causar alguns tipos de câncer e provocar disfunções neurais se absorvido em concentrações moderadas [2-4].

Embora apresentem baixa solubilidade em águas, os BTX podem interferir na qualidade das águas superficiais e subterrâneas, representando sério problema de saúde pública haja vista a importância desses sistemas armazenadores de água no abastecimento à população, principalmente às que residem nos centros urbanos. Nos últimos anos, as concentrações de BTX têm aumentado em função de constantes vazamentos de tanques de estocagem para combustível e, particularmente, em detrimento das atividades nas refinarias de petróleo e seus derivados [5, 6].

A Agência Internacional de Pesquisa de Câncer, da Organização Mundial da Saúde (OMS), com sede em Lyon, França e a Agência Norte-Americana de Saúde e Segurança Ocupacional (NIOSH) incluem o benzeno em suas listas de produtos cancerígenos. Dentre os cânceres causados pelo, as leucemias são as mais frequentes e, dentre elas, as mais comuns são as agudas [7]. BTX quando vaporizados e dispersos na atmosfera de centros urbanos, incluindo os normalmente liberados nos postos de abastecimentos e de veículos automotores, tornam-se mais mutagênicos pela combinação com óxidos de nitrogênio, ozônio, vapor d'água [8]. No Brasil, a ação cancerígena do benzeno foi também reconhecida oficialmente a partir de 1994, pela portaria da Secretaria de Segurança e Saúde no Trabalho (SSST nº3), de 10 de março de 1994.

Em função desses fatores, a legislação tem se tornado cada vez mais restritiva. A agência de Proteção Ambiental Norte Americana (EPA), por exemplo, estabelece o

limite máximo para a concentração do benzeno em 5 µg/g em água potável. No Brasil, a portaria nº1469/2000 do Ministério da Saúde determina que os limites máximos permitidos para benzeno, tolueno e xilenos são de 5 µg/L; 170 µg/L e 300 µg/L, respectivamente, para que a água seja considerada apropriada para consumo [9].

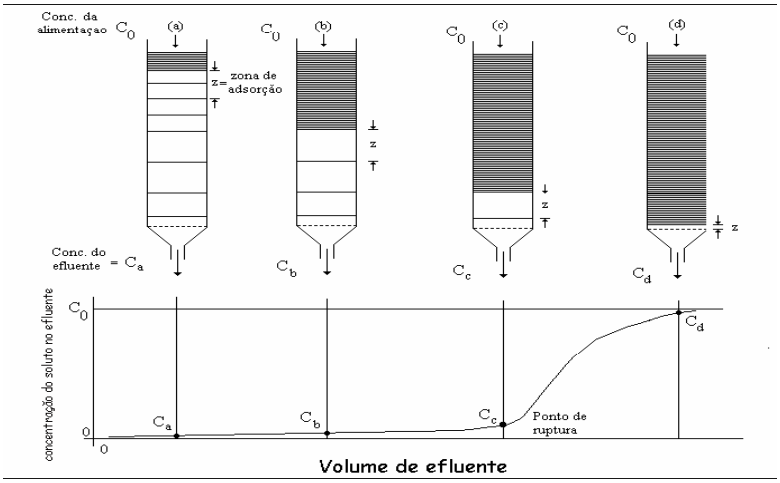
Em virtude do exposto sobre os gravames que os BTX podem provocar às espécies vivas, vários métodos têm sido utilizados na remoção desses compostos dissolvidos em meio aquoso. Destacando-se o método de adsorção.

Adsorção

O fenômeno de adsorção é definido como o enriquecimento de um ou mais componentes em uma região interfacial devido a um não balanceamento de forças. Os principais elementos da adsorção são o fluido, a superfície (normalmente um sólido poroso) e os componentes retidos pela superfície. O adsorvente é o sólido no qual ocorrerá a adsorção, o fluido em contato com o adsorvente é chamado de adsortivo e adsorbato a fase constituída pelos componentes retidos pelo adsorvente.

Sistemas de adsorção em coluna, baseiam-se na passagem da solução em um leito composto por sólidos adsorventes. Nesse sistema, a variação da concentração do fluido e do adsorvente varia com o tempo ou volume percolado e permite construir uma curva, a curva de ruptura. O comportamento de uma coluna de leito fixo, a razão entre as concentrações do efluente na saída e entrada, pelo o tempo ou o volume da solução percolado, pode ser interpretado como na sequencia mostrada na Figura 2 [10].

Figura 2: Desenvolvimento e interpretação da curva de adsorção.



PROCEDIMENTOS EXPERIMENTAIS

Ensaios de adsorção em PMO para remoção de BTX

Uma coluna de adsorção composta pelo adsorvente PMO (200 mg) foi testada na remoção de BTX (Benzeno, Tolueno, p-Xileno e o-Xileno). No ensaio realizado, fez passar 100 mL de uma solução 10 ppm passou pela uma coluna estática de 1,0 cm de altura e 1,0 cm de diâmetro usando uma vazão de 1,0 mL/min, coletando frações da solução pós-coluna determinação do conteúdo resultante dos compostos em análise, usando um cromatógrafo gasoso com massa (CG-MS). O resultado obtido foi utilizado na construção da curva de adsorção bem como ponto de ruptura ou ponto de saturação da coluna.

Modelo de Thomas – previsão da curva de ruptura

O modelo de Thomas é um dos mais constantemente usado para descrever teoricamente o desempenho de adsorção em sistema de leito fixo (coluna), que pode ser aplicado para condições de adsorção favoráveis e desfavoráveis. Tradicionalmente, este modelo é utlizado para determinar a capacidade máxima de adsorção de um adsorvente em sistemas contínuos [11]. O modelo de Thomas é expresso pela equação 1.

$$\frac{C}{C_o} = \frac{1}{1 + \exp\left[\frac{K_{th}\,(q_{th} * m_s - C_o * V_e)}{F_m}\right]} \qquad \text{Equação 1}$$

Em que C e C_o ($mg.L^{-1}$) são as concentrações final e inicial dos analitos no eluente, K_{th} ($mL.min^{-1}.mg^{-1}$) representa a constante de Thomas, q_{th} ($mg.g^{-1}$) a máxima concentração do soluto adsorvido ou seja, a capacidade máxima de adsorção; m_s (g) a massa de adsorvente e F_m é o fluxo volumétrico em ($mL.min^{-1}$) e V_e (L) o volume efluente à coluna. Pode-se obter a forma linearizada da equação de Thomas plotando os dados $\ln\left(\frac{C_o}{C} - 1\right)$ versus volume (V). A equação 17 assume o aspecto mostrado na equação 2 [12].

$$\ln\left(\frac{C_o}{C} \text{-} 1\right) = \frac{K_{th} * q_{th} * ms}{F_m} - \frac{K_{th} * C_o * V}{F_m} \qquad \text{Equação 2}$$

Cujos termos da equação 18 já foram definidos anteriormente. A capacidade de adsorção do leito q_{th} e o coeficiente K_{th} podem ser obtidos através do intercepto linear e do coeficiente angular, respectivamente, de uma curva $\ln\left(\frac{C_o}{C} - 1\right)$ versus volume (V) [5].

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Adsorção e dessorção de nitrogênio

A isoterma de adsorção da amostra de PMO, mostrada na Figura 3, assemelha-se, de acordo com a classificação da IUPAC, a uma isoterma tipo IV com uma histerese tipo H1. Uma segunda histerese pode ser observada à pressão relativa maior que 0,80 que se ramifica de forma crescente até a pressão relativa próxima da unidade. Isso implica na existência de uma larga quantidade de poros cilíndricos bidimensionais e hexagonais de tamanhos complementares meso e macro [13], coerente, portanto com os dados da microscopia, figura 4, que mostra poros em distribuição hexagonal. A Tabela 1 apresenta os dados físicos do material adsorvente determinados nessas análises.

Figura 3: Isoterma de adsorção/dessorção de nitrogênio da $PMO_{1,0}$

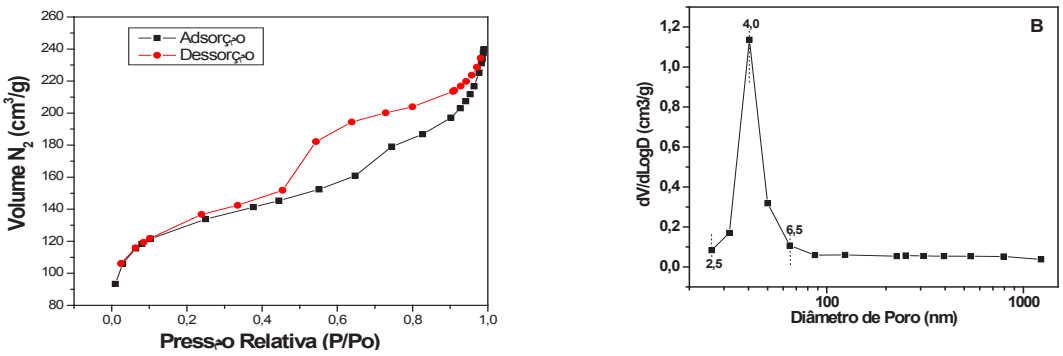


Figura 4: Microscopia eletrônica de transmissão: A) e B) PMO (plano 110).

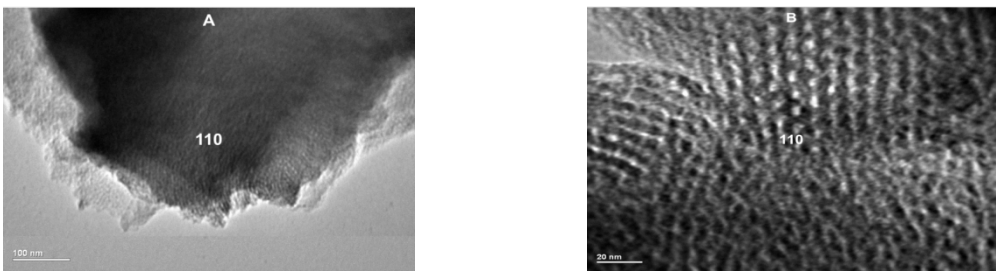


Tabela 1: Parâmetros físicos do PM obtidos da DRX (não mostrado), Adsorção/Dessorção de N2 e Miscroscopia eletrônica.

Amostra	d_{100} (nm)	a_o (nm)	A_{BET} ($m^2 . g^{-1}$)	dp (nm)	t (nm)	Vt ($cm^3 . g^{-1}$)
$PMO_{1,0}$	12,98	14,87	484,03	7,49	7,38	0,342

A_{BET}: área superficial específica; **a_o:** parâmetro unitário de célula igual a $2d_{100}/(3)^{1/2}$; **Vt**: volume total dos poros a pressão relativa 0,98; **dp:** diâmetro de poro calculado pelo curva de dessorção pelo método BJH; **t:** espessura da pare do poro calcula por **$t = a_o - dp$**

Ensaios de adsorção em PMO para remoção de BTXs

Os BTXs foram analisados por cromatografia em solução multicomponente. Os valores de ares dos picos do benzeno, tolueno para e orto xileno foram determinados por integração e correlacionados com as respectivas concentrações, para construção das curvas de calibração e obtenção das equações de reta por regressão linear.

No estudo de adsorção em coluna, é muito importante a resposta dinâmica de adsorção do material adsorvente. Essa resposta é avaliada pelos pontos de ruptura e saturação. Na figura 5 é apresentado as curvas experimentais onde se observa que o ponto de ruptura, equivalente ao volume de eluente de saída com concentração do analito é igual a 10 %, variou entre 15 (benzeno) e 30 mL (demais). A saturação, considerado quando a concentração dos BTX na saída da coluna é de 90 % da concentração inicial, variou de 65 e 75 mL. A tabela 3 mostra outros parâmetros determinados a partir desse estudo, como a capacidade do adsorção do adsorvente [14].

Tabela 2: Parâmetros das curvas de rupturas de adsorção dos BTX pelo $PMO_{1,0}$.

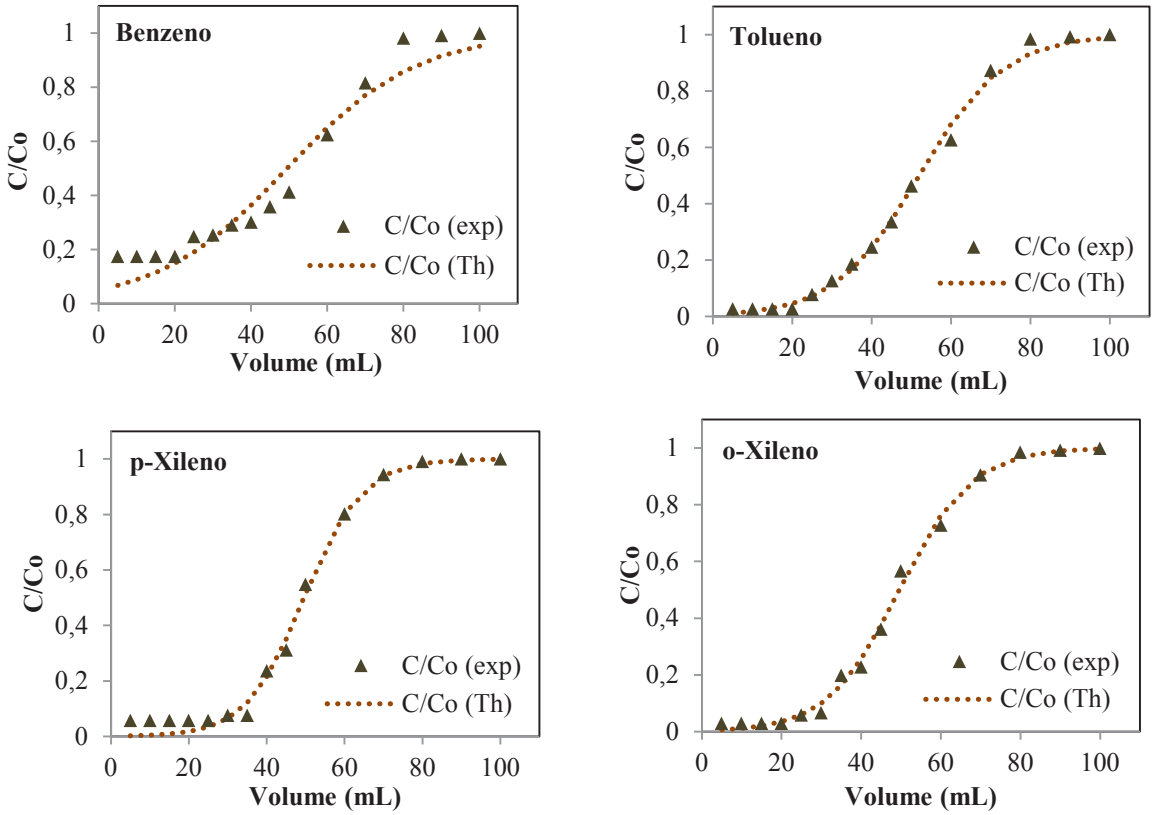
Compostos	*V_b (ml)	V_x (ml)	F	EF_c (%)	EF_m (%)	Qe ± IC
Benzeno	15	75	0,94	93	55	1,04 ± 0,07
Tolueno	30	75	0,69	95	82	1,08 ± 0,08
p-Xileno	30	65	0,54	96	82	1,14 ± 0,09
o-Xileno	30	70	0,62	94	82	1,07 ± 0,08

*V_b volume de ruptura; V_x volume de saturação; F capacidade fracional do adsorvente em continuar removendo após ruptura; EF_c eficiência da coluna; EF_m eficiência do método coluna: Q_e capacidade de adsorção; IC intervalo de confiança.

Curvas de ruptura – modelo de Thomas

O modelo de Thomas é adequado para os processos de adsorção, quando a difusão intrapartícula e a resistência à transferência de massa da solução à superfície da partícula são mínimas ou desprezíveis e cuja cinética é descrita pela função de pseudo-segunda ordem [15]. Nas curvas da figura 5, a linha tracejada é a curva teórica prevista pelo modelo de Thomas. Os dados experimentais de adsorção permitiram determinar a constante de velocidade de Thomas (K_{th}) e a capacidade de adsorção de equilíbrio (q_{th}).

Figura 5: Curva de ruptura do $PMO_{1,0}$ para adsorção dos BTX experimentais e preditas pelo modelo de Thomas. Condições: massa de 200 g, concentração inicial 3,0 $mg.L^{-1}$, volume coletado 5,0 mL e fluxo de 1,0 $mL.min^{-1}$.



Como pode ser observado nos dados mostrados na tabela 4, os valores das constantes de Thomas, que está relacionada com a velocidade de transferência de massa, são maiores para o tolueno e o p-xileno, em relação aos do benzeno e o-xileno. Isso indica que aqueles compostos devem apresentar maior facilidade de se transferir da solução aos sítios de adsorção na estrutura do adsorvente PMO.

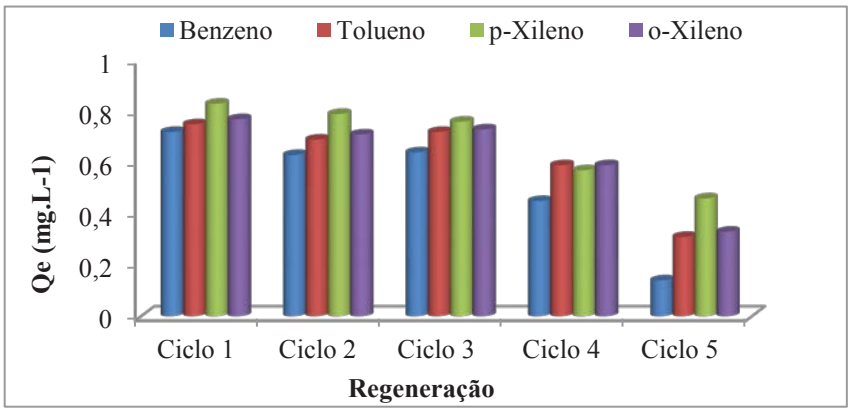
Tabela 3: Valores da constante, K_{th} ($mL.min^{-1}.mg^{-1}$), e da capacidade máxima de adsorção de Thomas, q_{th} ($mg.g^{-1}$), e a média da capacidade de adsorção experimental, Q_e ($mg.g^{-1}$) em $PMO_{1,0}$.

Compostos	K_{th}	q_{th}	$S^2_{(C/Co)th}$	Q_e ($mg.g^{-1}$)	F
Benzeno	19,36	0,75	0,100	0,106	1,05
Tolueno	36,96	0,79	0,148	0,153	1,03
p-Xileno	44,62	0,76	0,179	0,170	0,95
o-Xileno	31,07	0,75	0,164	0,162	1,00

Adsorção em coluna – regeneração do adsorvente

O estudo de recuperação do adsorvente com etanol foi realizado para avaliar a capacidade de reutilização dos PMO na adsorção de BTX em coluna. Os resultados desse estudo são apresentados nas figuras 6. Os dados mostram que a adsorção de BTX pelo PMO pode ser realizada durante três ou, no máximo, quatro ciclos. Na quinta reutilização o material já se apresenta bastante saturado, principalmente para o benzeno, cujo valor não supera os 20 % das condições iniciais.

Figura 6: Estudo de recuperação do $PMO_{1,0}$ para reutilização na adsorção em coluna dos BTX. Saturação com solução BTX 3,0 $mg.L^{-1}$ e pH 4,5. Eluição com etanol P.A (alíquotas de 5,0 mL).



4. CONCLUSÕES

1. O adsorvente (PMO) é um material que apresenta estrutura porosa ordenada hexagonalmente;

2. O estudo de adsorção em coluna mostrou-se que o PMO é capaz de remover os compostos orgânicos (benzeno, tolueno, orto e para xileno) dissolvidos em água mesmo em baixa concentração;

3. Estudo de recuperação com etanol, revelou que a matriz de adsorção pode ser reutitizada de três a quatro vezes, sem perdas significativas de capacidade de adsorção

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

1. Cunha, C. D. da e S. G. F. Leito. **Gasoline Biodegradation in different soil microcosms**. Brazilian Journal of Microbiology, 2000. 31: p. 45-49.
2. Sanemasa, M. Araki, T. Deguchi e J. Nagai. **Solubility measurements of benzene and the alkylbenzenes in water by making solute vapor**. Bulletin of the Chemical Society of Japan, 1982. 53(1054 - 1062).
3. Finizio, A. e A. D. Guardo. **Estimating temperature dependence of solubility and octanol-water partition coefficient for organic compouds using RP - HPLC**. Chemosphere, 2001. 45: p. 1063 - 1070.
4. Altare, C. R., R. S. Bowman, L. E. Katz, K. A. Kinney e E. J. Sullivan. **Regeneration and long-term stability of surfactant-modified zeolite for removal of volatile organic compounds from produced water**. Microporous and Mesoporous Materials, 2007. 105(3): p. 305 – 316.
5. Mohammed, R. I. Allayla e G. F. Nakhla. **Modeling Transport and Biodegradation of BTX Compounds in Saturated Sandy Soil**. Journal of Hazardous Materials, 1997. 54: p. 155 – 174.
6. Costura, R. K. e P. J. J. Alvarez. **Expression and longevity of toluene dioxygenase in Pseudomonas putida F1 induced at different dissolved oxygen concentrations**. Water Research 2000. **34**(11): p. 3014 - 3018.
7. NIOSH. **Criteria for a Recommended Standard: Occupational Exposure to Benzene**. U. S. A Department of Health and Education and Welfare, Editors. 1974, Public Health Service.

8. Shepson, P. B., T. E. Kleindienst, E. O. Edney, G. R. Namie, J. H. Pittman, L. T. Cupitt, e L. D. Claxton. **The mutagenic activity of irradiated toluene/NO_x/H_2O/Air mixtures**. Environment Science and Technology 1985. 19: p. 249.

9. FUNASA. **Controle e Vigilância da Qualidade da Água para Consumo Humano e seu Padrão de Potabilidade**. Ministério da Saúde, Editor. 2001. Vigilância Ambiental em Saúde.

10. Sousa, F.W., A. G. Oliveira, J. P. Ribeiro, M. F. Rosa, D. Keukeleire e R. F. do Nascimento. **Green coconut shells applied as adsorbent for removal of toxic metal ions using fixed-bed column technology**. Journal of Environmental Management, 2010: p. 1 – 7.

11. Zhang, W., H. Yana, H. Li, Z. Jiang, L. Dong, X. Kan, H. Yang, A. Li e R. Cheng. **Removal of dyes from aqueous solutions by straw based adsorbents: Batch and column studies**. Chemical Engineering Journal, 2011. 168: p. 1120 – 1127.

12. Jesus, A. M. D., L. P. C. Romão, B. R. Araújo, A. S. Costa e J. J. Marques. **Use of humin as an alternative material for adsorption/desorption of reactive dyes**. Desalination, 2011. 274: p. 13 – 21.

13. Melde, B. J., B. J. Johnson, M. A. Dinderman e J. R. Deschamps. **Macroporous periodic mesoporous organosilicas with diethylbenzene bridging groups**. Microporous and Mesoporous Materials, 2010. 130(1-3): p. 180 – 188.

14. Moura, C.P., C. B. Vidal, A. L. Barros, L. S. Costa, L. C. G. Vasconcellos, F. S. Dias e R. F. Nascimento. **Adsorption of BTX (benzene, toluene, o-xylene, and p-xylene) from aqueous solutions by modified periodic mesoporous organosilica**. Journal of Colloid and Interface Science, 2011. 363: p. 626 – 634.

15. Cooney, D.O., **Adsorption design for wasterwater treatment**, Lewis Publishers, 1999. London: p. England.

INFLUÊNCIA DAS PRECIPITAÇÕES PLUVIOMÉTRICAS NA OCORRÊNCIA DE DIARRÉIA E GASTROENTERITE NO MUNICÍPIO DE ARARIPINA/PE

Isabella Cristinna da Silva Santos[1] e Francinete Francis Lacerda[2]

[1] Bolsista de Desenvolvimento Tecnológico Industrial 3/CNPq, Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), Recife-PE – isabella.santos2008@hotmail.com

[2] Meteorologista, Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA), Recife-PE – francis.lacerda@ipa.br

Resumo: A precipitação pluviométrica média anual de Araripina/PE é em torno de 752 mm e 70% desse total se concentram nos meses de janeiro a abril. A possível associação entre a freqüência de casos de diarréia e gastroenterites nos períodos de chuva, está na contaminação bacteriológica da água dos mananciais, em razão do escoamento da água da chuva que arrastam excretas humanos e animais. Nesse estudo, foram utilizados dados mensais de precipitação pluviométrica do período de 1998 a 2012, do município de Araripina/PE, objetivando identificar a influência da variabilidade da precipitação na ocorrência de diarréia e gastroenterite. Foram calculados os coeficientes de correlação linear simples (R) como também os coeficientes de determinação (R^2) a fim de estabelecer o grau de correlação entre as variáveis. Os resultados indicaram que a precipitação pluviométrica esta fortemente relacionada com os casos de diarréia e gastroenterite, principalmente, entre os meses de janeiro a junho da série estudada. Uma das principais conclusões, é que há um maior risco de contrair a patologia no primeiro semestre do ano, seguida pelos máximos de pluviosidade.

Palavras-chave: Clima, doenças, sazonalidade.

Introdução:

Grande parte do nordeste brasileiro é caracterizada por ter clima semiárido, com alta variabilidade espacial e temporal dos índices pluviométricos moderados com períodos em que a ocorrência de secas e enchentes geralmente acontece em intervalos que variam de alguns anos a décadas (LACERDA *et al*., 2010).

O estado de Pernambuco, em particular, é caracterizado por apresentar grandes irregularidades tanto no tempo como no espaço, do seu regime de chuvas. A precipitação pluviométrica média anual de Araripina é em torno de 752 mm e 70%

desse total se concentram nos meses de janeiro a abril. Durante a quadra chuvosa, os totais de precipitação pluviométrica são superiores a 100 mm (IPA, 1994).

O clima pode influenciar significadamente nos perfis de ocorrência de grande parte das doenças infecciosas em virtude das condições ambientais e sociais favoráveis ao desenvolvimento de organismos patogênicos. Em um estudo sobre a influência de variáveis meteorológicas sobre os casos de leptospirose na cidade do Recife-PE, Santos e Lacerda (2012), constatou que a precipitação pluviométrica foi a variável meteorológica que mais influenciou no número de casos da patologia estudada, onde se percebeu que, os valores máximos do número de casos da leptospirose ajustaram-se com os valores elevados dos índices pluviométricos e que 51% das internações podem ser explicadas pela ocorrência das precipitações.

As doenças de veiculação hídrica tem no saneamento sua principal ferramenta de controle. O processo de urbanização impõe as grandes redes de abastecimento de água como solução para o suprimento doméstico de água; mas nos ambientes de grande adensamento populacional essas soluções individuais apresentam grandes riscos de doenças devido à contaminação dessas fontes de água. A intermitência do regime de abastecimento, por sua vez, permite a intrusão de agentes patogênicos através da água contaminada nas redes de distribuição (BARCELLOS *et al*., 2009).

A possível relação entre a ocorrência de diarréia em períodos de escassez e excesso de chuva pode ser explicada pela qualidade da água que está diretamente associada ao aumento do índice de contaminação bacteriológica de poços, lençóis freáticos e dos reservatórios através do escoamento superficial ou do processo de infiltração pelas precipitações (FAÇANHA e PINHEIRO, 2005). O objetivo desse estudo é correlacionar, os índices de precipitação pluviométrica com o número de casos confirmados de diarréia e gastroenterite no município de Araripina/PE, no período de 1998 a 2012, utilizando testes estatísticos de correlação para avaliar a influência da sazonalidade das precipitações sobre a ocorrência da doença.

Material e Métodos:

Foram utilizados dados mensais de precipitação pluviométrica referente ao período de 1998 a 2012, da Estação Experimental de Araripina que encontra-se localizada no Sertão de Pernambuco (Figura 1) com as seguintes coordenadas geográficas 7º 29’ S, 40º 36’ W e 816 metros de altitude, do Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA). Os dados de casos confirmados de diarréia e gastroenterite de

origem infecciosa presumível foram coletados através do Ministério da Saúde - Sistema de Informações Hospitalares do Sistema Único de Saúde (SIH/SUS), disponível no site do Departamento de Informática do SUS (DATASUS) sem considerar faixa etária dos infectados, assim como sexo, cor, e características físicas (peso e altura) do indivíduo. Para a realização da correlação entre as precipitações pluviométricas com o número de casos confirmados de diarréia e gastroenterite, foram calculados os coeficientes de correlação linear simples - R (equação [1]), obtendo o grau de correlação entre as precipitações pluviométricas e os casos de diarréia e gastroenterite em questão. Da mesma forma, foram obtidos os Coeficientes de Determinação - R^2 que revela o quanto da variância do número de casos de diarréia e gastroenterite é explicada pela variância das precipitações. Para a classificação das correlações, foi utilizado o estudo realizado por BARBOSA (2007) indicado na tabela 1.

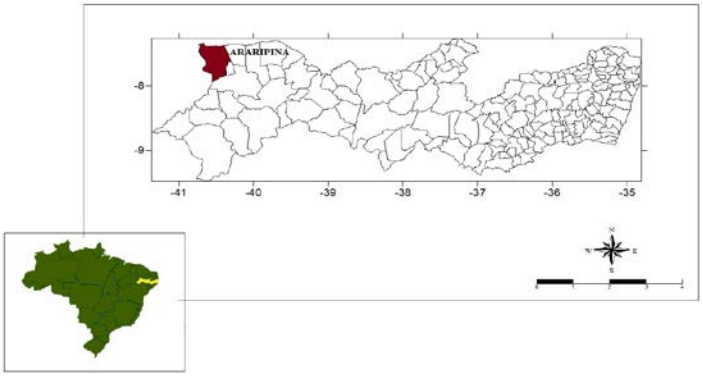


Figura 1: Mapa do estado de Pernambuco com demarcação do município de Araripina.

$$r = \frac{\sum (x_i - \bar{x})(y_i - \bar{y})}{\sqrt{\left(\sum (x_i - \bar{x})^2\right)\left(\sum (y_i - \bar{y})^2\right)}}$$

(equação [1])

Tabela 1: Classificação dos valores das correlações

Fonte: BARBOSA, 2007

R	Classificação
0,00 --- 0,40	**Fraca**
0,40 --- 0,60	**Moderada**

0,60 --- 0,90	**Forte**
Acima de 0,90	**Muito Forte**

Resultados e Discussão:

Foi analisada a distribuição mensal das precipitações médias no período de 1998 a 2012 (Figura 2). Os índices pluviométricos mensais, do período como um todo, oscilaram entre 2,8 mm e 146,4 mm, em Araripina/PE, destacando-se os meses de fevereiro e março onde foram registrados os maiores totais médios com valores de 141 e 146,4 mm, respectivamente. O primeiro semestre do ano é caracterizado pelas precipitações significativas e faz parte do principal período chuvoso anual. A Figura 3 destaca que o período que segue de fevereiro a julho estiveram entre 8% e 53 % abaixo da normal climatológica.

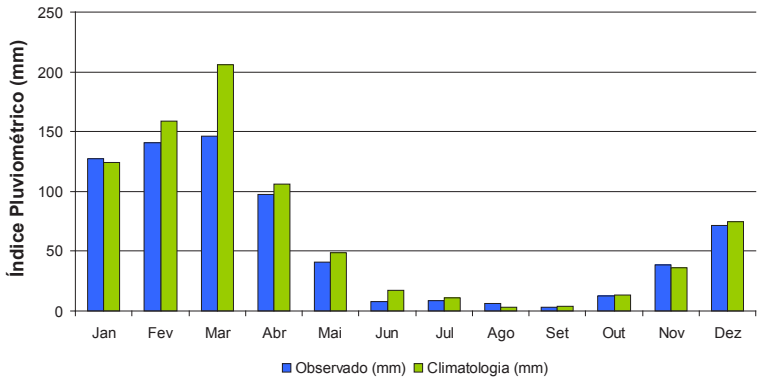


Figura 2: Distribuição mensal das precipitações (mm) médias observadas e da climatologia (mm) no município de Araripina/PE do período de 1998 a 2012.

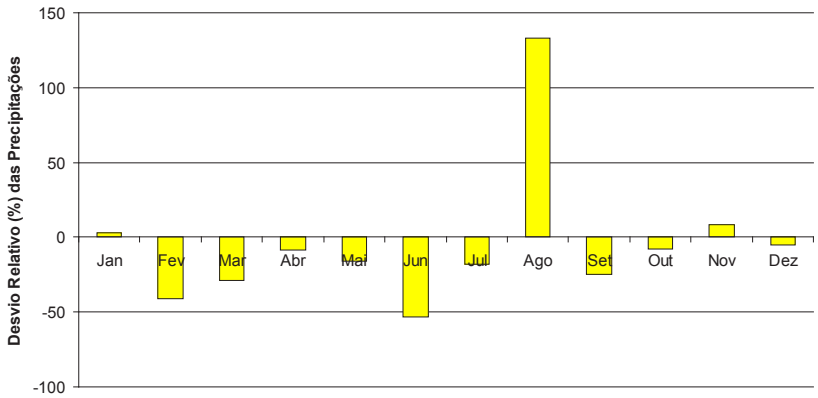


Figura 3: Distribuição mensal dos desvios relativos (%) de precipitação no município de Araripina/PE do período de 1998 a 2012.

A variação semestral da precipitação e do número de casos de diarréia e gastroenterite no município de Araripina/PE pode ser vista nas Figuras 4 e 5. Nota-se que os meses de maior ocorrência da doença coincidem proporcionalmente, com os níveis elevados de precipitação, principalmente, no primeiro semestre.

A Figura 4 mostra que até o ano de 2006 houve entre o número de casos da doença e a precipitação uma variação simultânea. Já a partir do ano de 2007, esse comportamento é alterado em que há a elevação do número de casos enquanto que nas precipitações houve decréscimo. O primeiro semestre registrou uma média de 307 casos enquanto que o segundo semestre registrou 276 casos, para a série estudada.

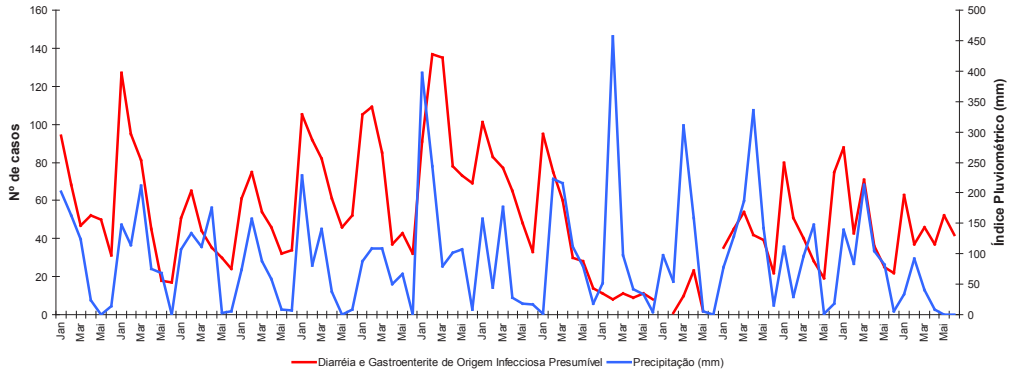


Figura 4: Distribuição semestral (Jan – Jun) da precipitação (mm) e o número de casos de Diarréia e Gastroenterite de Origem Infecciosa Presumível ocorridos no período de 1998 a 2012 em Araripina/PE.

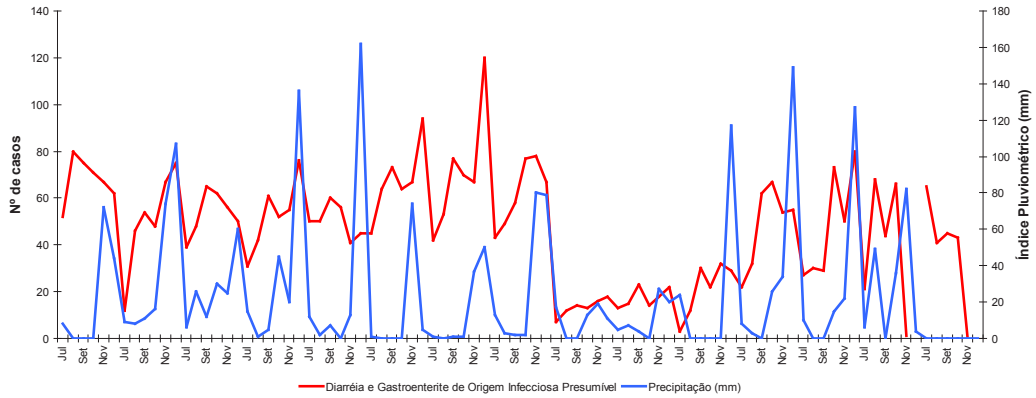


Figura 5: Distribuição semestral (Jul – Dez) da precipitação (mm) e o número de casos de Diarréia e Gastroenterite de Origem Infecciosa Presumível ocorridos no período de 1998 a 2012 em Araripina/PE.

Comparando as Tabelas 2 e 3, é possível observar que o primeiro semestre (Janeiro a Junho) apresentou ótimas correlações entre os casos notificados de diarréia e gastroenterite e as precipitações pluviométricas (Tabela 2). Entre os meses de janeiro e junho, de todo o período estudado, houve o predomínio de correlações positivas fortes e muito fortes na maioria dos anos da série estudada, no entanto, no segundo semestre (Tabela 3) não se observou este padrão.

Atenta-se para os primeiros semestres do período de 1998 a 2003 que apresentou, para todos estes anos, coeficientes de correlação de boa significância. Nos anos de 2001 e 2002, particularmente, houve correlações positivas muito fortes. Os coeficientes de determinação assumiram valores de R^2=0,93 e R^2=0,83, sugerindo que nesses anos 93% e 83% dos casos de diarréia e gastroenterite podem ser explicados pelas precipitações.

1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
R= 0,80	R= 0,73	R= 0,60	R= 0,96	R= 0,91	R= 0,83	R= 0,25
Forte	**Forte**	**Forte**	**Muito Forte**	**Muito Forte**	**Forte**	**Fraca**
R^2= 0,65	R^2= 0,54	R^2= 0,37	R^2= 0,93	R^2= 0,83	R^2= 0,70	R^2= 0,06

2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
R= 0,72	R= 0,20	R= -0,43	R= 0,50	R= 0,60		R= 0,77	R= -0,19
Forte	**Fraca**	**Moderada**	**Moderada**	**Forte**	**Nula**	**Forte**	**Fraca**
R^2= 0,51	R^2= 0,04	R^2= 0,18	R^2= 0,25	R^2= 0,37		R^2= 0,60	R^2= 0,03

Tabela 2: Valores das correlações semestrais (Jan - Jun) encontradas entre a pluviosidade (mm) e os casos notificados de Diarréia e Gastroenterite de Origem Infecciosa Presumível em Araripina/PE.

1998	1999	2000	2001	2002	2003	2004
R= -0,29	R= 0,75	R= 0,04	R= 0,72	R= -0,41	R= 0,01	R= 0,73
Fraca	**Forte**	**Fraca**	**Forte**	**Moderada**	**Fraca**	**Forte**
R^2= 0,08	R^2= 0,56	R^2= 0,00	R^2= 0,52	R^2= 0,17	R^2= 0,00	R^2= 0,54

2005	2006	2007	2008	2009	2010	2011	2012
R= 0,50	R= -0,06	R= 0,38	R= 0,16	R= 0,26	R= 0,73	R= -0,25	
Moderada	**Fraca**	**Fraca**	**Fraca**	**Fraca**	**Forte**	**Fraca**	**Nula**
R^2= 0,25	R^2= 0,00	R^2= 0,14	R^2= 0,02	R^2= 0,07	R^2= 0,54	R^2= 0,06	

Tabela 3: Valores das correlações semestrais (Jul - Dez) encontradas entre a pluviosidade (mm) e os casos notificados de Diarréia e Gastroenterite de Origem Infecciosa Presumível em Araripina/PE.

Conclusões:

1- A distribuição dos casos de diarréia e gastroenterite de origem infecciosa presumível, em Araripina/PE, durante o período de análise (1998-2012) aponta que há sazonalidade da doença. Os meses que apresentaram os maiores índices de notificação situam-se no período de janeiro a março sendo possível identificar os picos de transmissão da doença, durante o primeiro semestre do ano.

2- Os resultados deste estudo indicaram boas correlações entre as precipitações pluviométricas e os casos notificados de diarréia e gastroenterite nos primeiros semestres em Araripina/PE para o período de 1998 a 2012.

3- As correlações realizadas semestralmente mostraram que os primeiros semestres dos anos analisados, apresentaram os maiores coeficientes de correlação (R) e determinação (R^2) uma vez que comparado com os coeficientes de correlação dos segundos semestres, indicando correlações fortes e muito fortes com a patologia na maioria dos anos da série estudada.

4- Foi verificado que o maior risco de contrair a patologia ocorre entre os meses de janeiro a junho, assim como ocorre os maiores índices pluviométricos.

5- Os resultados evidenciaram que a frequência dos casos de diarréia e gastroenterite no município de Araripina/PE é diretamente proporcional às

precipitações e que os maiores índices de notificação da doença ocorrem nos seis primeiros meses do ano.

Agradecimentos: Ao Conselho Nacional de Pesquisa (CNPq), ao Projeto Pesquisa e Monitoramento Atmosférico e Oceanográfico sobre o Atlântico Tropical (PIRATA) e ao Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA) pelo apoio financeiro e incentivo à pesquisa.

Referências Bibliográficas:

BARBOSA, Ricardo Falcão. **Influência de variáveis meteorológicas na ocorrência de doenças infecciosas em diferentes localidades de Alagoas**. Dissertação de mestrado apresentada ao curso de pós-graduação em Meteorologia da Universidade Federal de Alagoas. Alagoas, 2007.

BARCELLOS, Chistovam; MONTEIRO, Antonio Miguel Vieira; CORVALÁN, Carlos; GURGEL, Helen C; CARVALHO, Marília Sá; ARTAXO, Paulo; HACON, Sandra; RAGONI, Virginia. **Mudanças Climáticas e ambientais e as doenças infecciosas:** cenários e incertezas para o Brasil. Epidemiol. Serv. Saúde, Brasília, v. 18, n. 3, p. 285-304, jul-set. 2009.

BARROS, Alexandre Hugo; ENCARNAÇÃO, Carlos Ramirez F; REIS, Antonio Carlos de Souza; LACERDA, Francinete Francis; NETO, José Roque da Silva; FERREIRA, Nivaldo Silveira. **Climatologia das estações experimentais do IPA**. Secretaria da Agricultura. Empresa Pernambucana de Pesquisa Agropecuária – IPA. Recife, 1994.

FAÇANHA, Mônica Cardoso; PINHEIRO, Alicemaria Ciarlini. **Comportamento das doenças diarréicas agudas em serviços de saúde de Fortaleza, Ceará, Brasil, entre 1996 e 2001**. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, v. 21, n.1, p: 49-54, jan-fev, 2005.

LACERDA, F. F; SILVA JÚNIOR, Hailton Dias da; ASSAD, Eduardo Delgado; ASSIS, J. M.O; MOURA, M. S. B. **Extremos e variabilidade climática no nordeste brasileiro e em Pernambuco**. In: Josicleda Domiciano Galvincio. (Org.). 1ed. Recife: Universitária da UFPE, v. p. 1-23, 2010.

MARENGO, J. A; ALVES, L. M; BEZERRA, E. A; LACERDA, F. F. **Variabilidade e mudanças climáticas no semiárido brasileiro**. In: Salomão de Souza Medeiros; Hans Raj Gheyj; Carlos de Oliveira Galvão; Vital Pedro da Silva Paz. (Org.). 1 ed.Campina Grande: Instituto Nacional do Semiárido, v. 1, p. 383-416, 2011.

SANTOS, Isabella Cristinna Silva; LACERDA, Francinete Francis; FERREIRA, Maria Aparecida Fernandes. **Análise da correlação entre os casos de leptospirose e as variáveis meteorológicas no Recife-**PE. In: XVII Congresso Brasileiro de Meteorologia, 2012, Gramado. Anais: XVII Congresso Brasileiro de Meteorologia, 2012.

Remoção de ferro e manganês em água com CFN

Jéssica Roberta Pereira Martins[1]; Renata Chastinet Braga[2];Hosineide de Oliveira Rolim[2] ; Maria Juciene Lima Chaves[3]

[1]Graduanda do curso de Tecnologia em Saneamento Ambiental– IFCE *campus* Limoeiro do Norte Bolsista da FUNCAP Email:jessica.r16-0@gmail.com
[2]Professora Doutora – IFCE campus Limoeiro Norte Email: rchastinet@ifce.edu.br
[2]Professora Doutoranda – IFCE *campus* Limoeiro do Norte Email: hosineide@ifce.edu.br
[3]Especialista em Gestão Hidrica. Email: jucienelima.juju@gmail.com

Resumo: Os lançamentos de efluentes industriais tais como os gerados em indústrias extrativistas de metais, indústrias de tintas e pigmentos, especialmente, as galvanoplastias acarretando danos irreversíveis à saúde humana, aos ecossistemas, principalmente aos aquáticos e prejuízos econômicos, no caso de tratamento de remoção para abastecimento de água. A técnica específica para a remoção destes compostos são realizados com carvão ativado, aeração, entre outros, que se apresentam como uma tecnologia de alto custo. Constantemente a procura de técnicas eficientes de baixo custo está sendo muito desenvolvidas. Um dos metais que mais se busca remover é o Fe^{2+}. O presente trabalho tem por objetivo remover de forma sustentável e de baixo custo, íons de Fe^{2+} e íons Mn^{+2}, utilizando a cinza da folha de Nim (CFN). Foram feitos testes de adsorção avaliando a influência da temperatura, pH e agitação. Foi verificada uma eficiência de 100% na adsorção nos testes padrões. A adsorção não foi influenciada pela agitação e variação do pH inicial. Com variação de temperatura houve uma diminuição da adsorção com a diminuição da temperatura. Nos testes realizados, o material apresentou-se muito eficiente com excelente potencial de utilização.

Palavras–chave: CFN (cinza da folha de nim), metais tóxicos, adsorção.

1. Introdução

Os efluentes industriais como de formulação de compostos orgânicos e de elementos e compostos inorgânicos, industriais de couros, peles e produtos similares entre outros, quando lançados inadequadamente nos corpos hídricos, ou por meio da

lixiviação das jazidas por meio das águas subterrâneas, contribuem efetivamente para poluição dos ecossistemas aquática.

De acordo com a legislação os padrões de concentração de metais considerados tóxicos para classificação de águas naturais bem como para o lançamento de efluentes são estabelecidos pela legislação ambiental vigente no país de acordo com o Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) em sua Resolução n°. 357 (BRASIL, 2005) e em sua resolução n°. 397 (BRASIL, 2008). O Ministério da Saúde (MS), por sua vez, na Portaria n°. 2914 de 2011, também estabelece valores máximos permitidos de metais para água de consumo humano e seu padrão de potabilidade.

Metais tóxicos em excesso podem causar muitas doenças e sérios problemas fisiológicos, já que é acumulativa no corpo humano, intoxicação por metais tóxicos provoca um conjunto especifico de sintomas e um quadro clínico próprio, desde a formação de complexos com os grupos funcionais das enzimas ou bioacumulação, combinando-se com as membranas celulares. O contato com a pele pode causar dermatite alérgica e, mais raramente, provocar ulcerações na pele formando cicatrizes, perfurações do septo nasal, câncer, distúrbios afetivos, irritação neuromuscular, cefaléia, náuseas e desmaios. Há também suspeitas de que possam afetar o sistema imunológico de seres humanos (JIMENEZ et al, 2004).

O ferro e o manganês encontram-se frequentemente associados, eles são dissolvidos pela água subterrânea que tem um alto conteúdo de CO_2 e um baixo pH. Os limite legais para ferro é no máximo 0,3mg/L e 0,05mg/L de manganês, em concentração elevada contribuem para a dureza da água, causando manchas em roupas e em objeto de porcelana além de causar um saber adstringente na água (RICHERTER 2009).

Sempre que o ferro se encontra na água em concentração superior a 0,3mg/L, ou quando o ferro e o manganês, conjuntamente, sumam mais que 0,3mg/L, apresentam-se os seguintes transtornos aos usuários da água: manchas na louça sanitária; gosto metálico adstringente (quando a concentração é superior a 0,5mg/L); perturbações em processos industriais (lavanderias, curtumes, fábricas de bebida e de papel) entre outros (BARROS, 2001).

A CFN, cinza da folha de nim (*Azadirachta indica* A. Juss.) uma árvore originária da índia que adapta-se bem em climas secos e quentes possui propriedades inseticidas é o aspecto de sua folhagem, o nim é amplamente empregado na arborização

de cidades. A árvore pode resistir a muitas adversidades ambientais incluindo estiagem, solo infértil, pedregoso, raso ou ácido (HOWATT, 1994).

Diante disso, este trabalho teve por objetivo estudar a eficiência do uso da CFN como adsorvente de manganês e ferro em amostras sintéticas, sendo avaliado estudo de agitação, estudo da temperatura inicial, efeito da concentração inicial e do tempo de contato e influência do pH inicial (pH_o). Mediante os resultados obtidos testou-se também a eficiência do material em testes paralelos ao carvão mineral em pó.

2. Material e métodos

Obtenção das cinzas

Inicialmente as folhas frescas foram lavadas agitando-as por alguns segundos em água destilada, em seguida foram colocadas para secar à sombra, estando as folhas secas em estado quebradiço, estas foram processadas no micro moinho para se obter o pó da folha cinco gramas desse material foram colocados em cápsulas de porcelana, a mesma fora posta no forno mufla sofrendo alteração de temperatura até atingir 600°C passando assim três horas na dita temperatura, mediante a obtenção do material desejado iniciou-se os ensaios de adsorção.

Estudo de agitação

Para a verificação a influência da agitação no processo de remoção, utilizou-se 0,5g do material adsorvente e 50mL das soluções sintéticas, na concentração de 50mg/L. As misturas foram deixadas em repouso e outras submetidas à agitação em mesa agitadora orbital, à velocidade de 150rpm por diferentes intervalos de tempo (1, 2, 3 e 24h). As alíquotas coletadas foram determinadas por Espectrofotômetro de Absorção Atômica(EAA).

Estudo da temperatura inicial

Avaliando a temperatura inicial no processo de adsorção, colocou-se 100ml das soluções, em uma chapa aquecedora modificando suas temperaturas (25, 60 e 80 ºC) tendo as condições satisfeitas colou-se 0,2g do adsorvente na solução de 50 mg/L. As amostras coletadas foram determinadas por EAA.

Influência do pH inicial (pH_o)

O efeito do pH_o no processo de adsorção foi avaliado em sistemas contendo 100 mL de solução com concentração 50 mg/L dos metais em estudo e 0,2 g de CFN. O pH foi ajustado para valores de 3; 5; 7; 9 e 11 pela adição de soluções 0,1 mol/L de NaOH ou HCl. Os sistemas foram mantidos sob agitação orbital por 30 min a 150 rpm, onde ao final desse processo a primeira alíquota foi coletada, tendo feito o sistema foram mantidos em repouso e após diferentes tempos de contato (1, 2 e 24 h). As alíquotas coletadas foram determinadas por EAA.

3.Resultados e discussão

Estudo de agitação

Estudou-se a influência da agitação na remoção do íon metálico, avaliou-se tempos de contato da solução de Fe^{2+} e Mn^{2+}. Os resultados apresentados no gráfico 1 e 2, mostram que a eficiência de 100% aparte da primeira hora de contato, onde permanece em equilíbrio não apresentando dessorção nos intervalos de tempo observado.

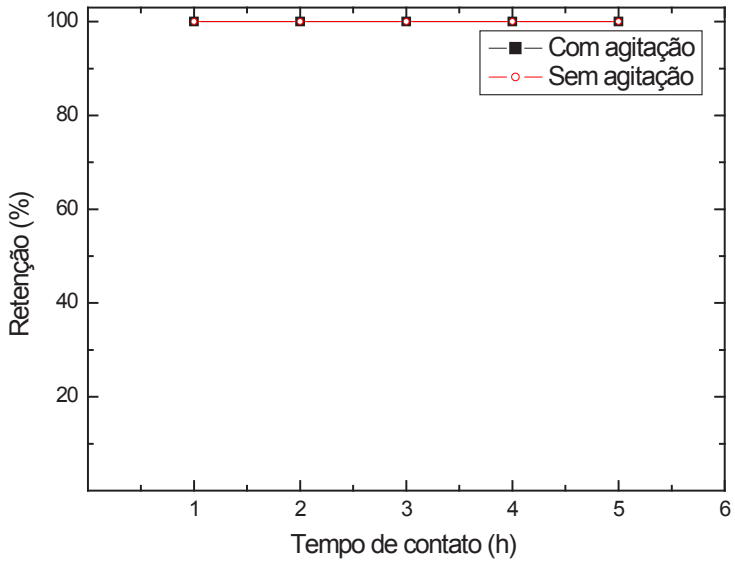


Gráfico 1: Estudo de agitação Fe^{2+} 50mg/l

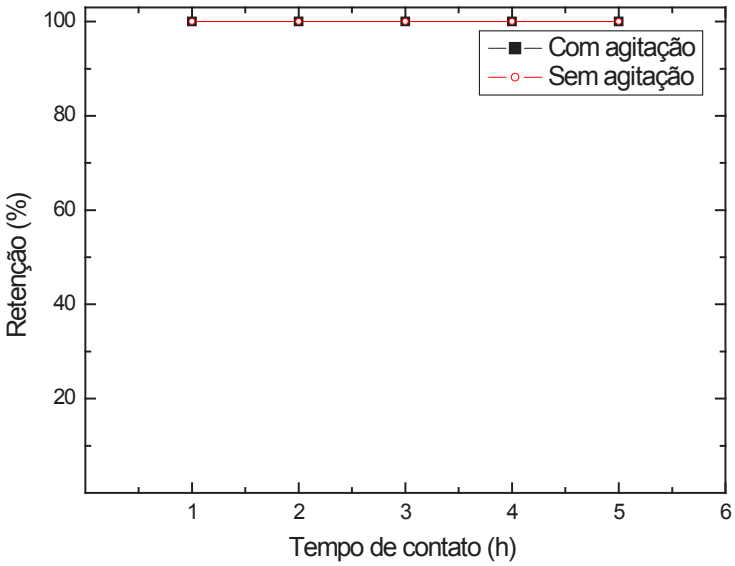


Gráfico 2: Estudo de agitação Mn^{2+} 50mg/l

Estudo da temperatura inicial

Os resultados abaixo (gráfico 3), expressa os resultados da CFN em contato com solução sintética de Ferro (Fe^{2+}). Sabe-se que a temperatura modifica o pH do meio, como prescrito no gráfico o adsorvente estudado adsorveu em 100% a da amostra de 50mg/L da solução de Fe^{2+}, sendo uma adsorção estável sem liberação de íons metálicos. Como pode ser observado, mesmo em um tempo de contato pequeno de trinta minutos, a eficiência do material é a mesma de um tempo superior como pode ser visto abaixo.

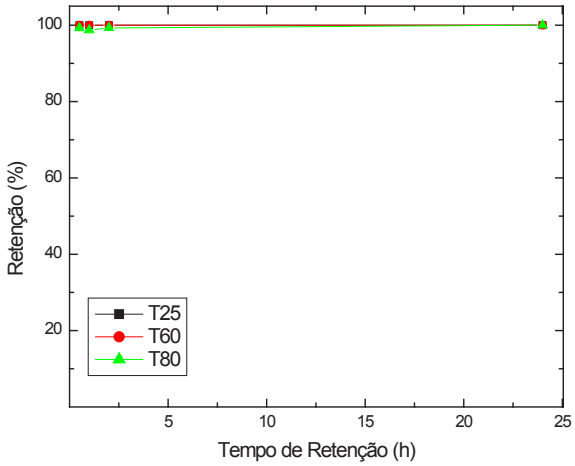


Gráfico 3: Estudo de temperatura Fe^{2+} 50mg/l

Os ensaios de temperatura realizados em paralelo com ao teste de ferro, o manganês mostro uma variação de remoção efetiva ao passar o tempo, todavia a variação de temperatura influência na remoção do adsorbato (Gráfico 4).

Na temperatura de 60ºC e 80ºC tem a mesma remoção, porém em uma temperatura de 25ºC no intervalo de 2h a sua remoção é 25% o que diferencia das outras temperaturas testada com uma eficiência de 60%, as três temperaturas mostram resultado iguais na última hora de contato. O resultado encontrado na temperatura de 25°C ou seja na temperatura ambiente, o valor encontrado foi mais baixo que o esperado, possivelmente devido a falta de homogeneização entre o adsorvente e o adsorbato o teste será repetido com agitação para que se possa comprova essa hipótese.

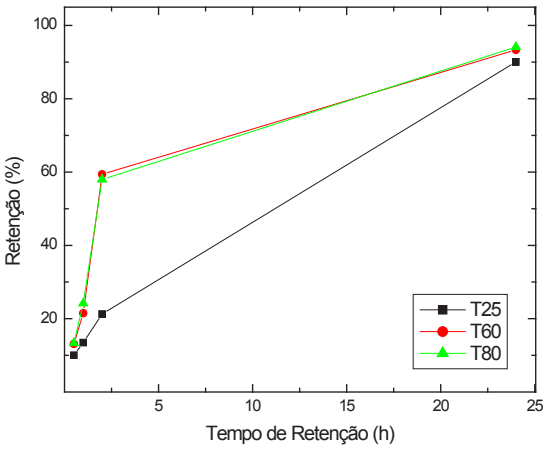


Gráfico 4: Estudo de temperatura Mn^{2+} 50mg/l

Influência do pH inicial (pH_o)

Os resultados do gráfico 3 mostram que com o aumento do pH_o de 3 para 11 o processo de adsorção não sofre alteração algumas chegando a valores de 100% de retenção. Em valores de pH_o superiores a 5 nas amostra em branco observou-se que houve diminuição na concentração do soluto.

Os metais em estudo apresentam o mesmo resultado (Gráfico 5 e 6) quanto a remoção e o tempo de contato.

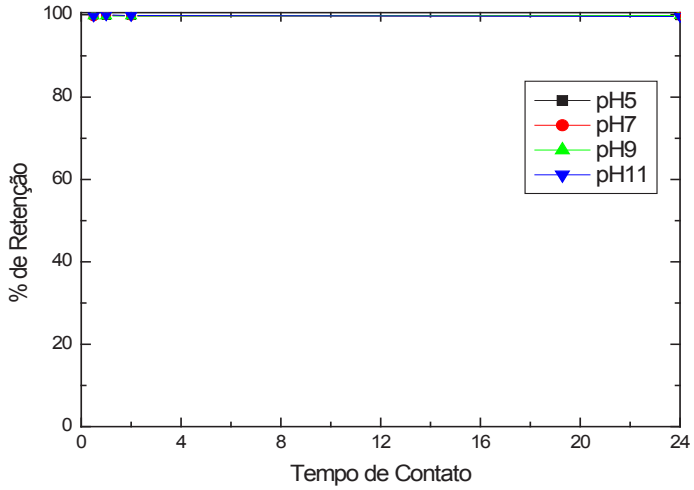


Gráfico 5: Estudo de pH Fe^{2+} 50mg/l

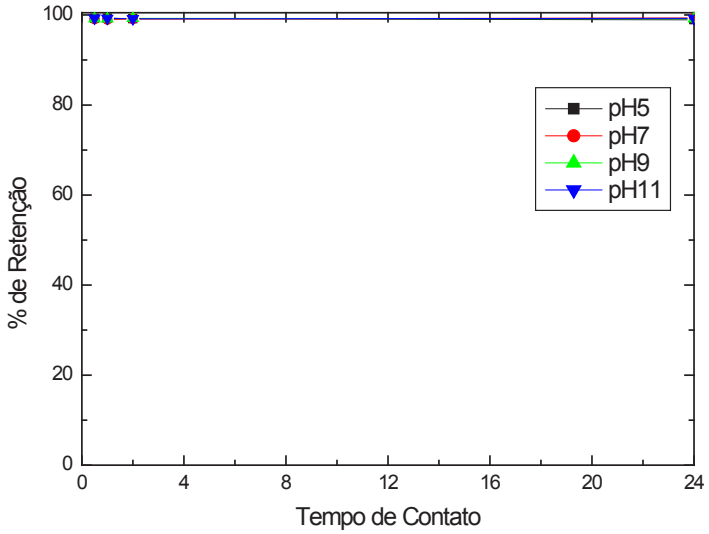


Gráfico 6: Estudo de pH Mn^{2+} 50mg/l

4. CONCLUSÃO

A CFN apresentou capacidade máxima de adsorção bastante elevada, mostrando que possui grande afinidade pelos metais testados, nos parâmetros físico-químico estudados a cima tendo um percentual de 100% em todos, e uma adsorção

igual ao carvão mineral em pó. Pode-se então concluir que a CFN, pode-se ser utilizado como adsorvente de íons metálicos em água, em estado de temperatura e pH variados.

REFERÊNCIAS

BARROS, A. R. B.;**Remoção de íons metálicos em água ultilizando diversos adsorventes.** Florianopolis, Universidade Federal de Santa Catarina, 2001. 105p (dissertação de mestrado).

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. ***Resolução n° 357.***

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. ***Resolução n° 397.***

HOWATT, K. ***Azadirachta indica*: one tree's arsenal against pests.** Department of bioagricultural sciences and pest management, Colorado State University, 1994 Disponívelem:<www.colostate.edu/Depts/Entomology/courses/en570/papers_1994/howatt.html>. Acesso em:21 jun.2006

JIMENEZ R. S. DAL BOSCO S.M.,. CARVALHO W. A**; Remoção de metais pesados de efluentes aquosos pela zeólita natural escolecita –**
Influência da temperatura e do ph na adsorção em sistemas monoelementares, *Quim. Nova,* Vol. 27, 2004.

RICHTER. CARLOS A., **Àgua métodos e tecnologias de tratamento**, 2009. p 91-213

GESTÃO DA ÁGUA POTÁVEL PARA O MUNICÍPIO DE BOM JARDIM-PE [1]

Josimar Torre Gonzaga [2]
Carlos Fernando Rodrigues Guaraná [3]

Resumo

A necessidade do consumo de água pelos organismos vivos em geral é de fundamental importância para a manutenção da vida, a má distribuição desse mineral tem se tornado um motivo de preocupação para todas as populações do planeta. No Brasil, algumas regiões apresentam condições naturais de fornecimento de água, enquanto outras como grande parte do Nordeste do Brasil, nela, a região do semiárido, que apresenta índices pluviométricos próximos aos registrados em desertos é castigada periodicamente com a irregularidade das chuvas, causando longos períodos de estiagem fazendo com que municípios necessitem de um apoio maior para que a população residente possa viver mais próxima da realidde da vida de um cidadão brasileiro. Neste trabalho, tomou-se como referência a área rural da cidade de Bom Jardim no estado de Pernambuco, semiárido nordestino, onde foi realizada visitas em diversas localidades desse município afim de avaliar *in locu*, os benefícios das práticas de distribuição da água para consumo humano através de "caminhões pipa", sua regularidade, e importantes no sentido de aprimorar a fiscalização por parte do Exército Brasileiro, órgão governamental responsável por esta ação em diversos minucípios do semiárido nordestino, particularmente o do 4º Batalhão de Polícia do Exército (4º BPE).

Palavras-chave: semiárido, Bom Jardim, Exército Brasileiro, água potável.

---

[1] Texto elaborado de acordo com a experiencia vivida nas operações de fiscalização da Operação PIPA de responsabilidade do Quartel do 4º Batalhão de Polícia do Exército, que deu origem ao Trabalho de Conclusão de Curso de Especialização em Perícia e Auditoria Ambiental pela Faculdade Francinette do Recife (FAFIRE) em 2010.

[2] Membro da equipe de Gestão Ambiental do 4º Batalhão de Polícia do Exército (4º BPE), Graduado em Licenciatura em Ciências Biológicas pela Universidade Federal de Pernambuco (2005), Especialista em Psicologia Escolar pela Faculdade de Administração de Roraima (2007), Especialista em Perícia Criminal Militar (2009) e Mestrando em Tecnologia Ambiental pelo Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP). Telefone: (81) 8683.6632. E-mail: josimar_biologo@hotmail.com.

[3] Professor Doutor da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Ecologia, Conservação e Manejo de Fauna

1. INTRODUÇÃO

O semiárido é uma região onde o índice pluviométrico é baixo o qual atinge nove estados do Brasil, sendo uma área com uma grande necessidade de água potável. Nos seus solos áridos e rachados, a ausência de água é sinônimo de pobreza e morte.

Com a necessidade do consumo de água potável nessa região o Ministério da Integração Nacional, juntamente com o Comando do Exército, iniciaram uma missão de abastecer as diversas famílias com esse mineral, passando a coordenação ao Comando Militar do Nordeste onde Organizações Militares situadas nos nove estados atingidos pela estiagem tem a responsabilidade de selecionar os carros pipas, fiscalizar a apanha da água no manancial, fiscalizar o transporte manancial/cisterna e a entrega nas diversas localidades credenciadas no porgrama confirmando uma entrega pontual, água de qualidade e quantidade prevista em cronograma.

Dentro desta perspectiva, este trabalho teve por objetivo avaliar este meio de distribuição de água através carro PIPA no município de Bom Jardim, Agreste do Estado de Pernambuco, os meios de apanha desse mineral antes do projeto, o grau de satisfação em ter o Exército Brasileiro a frente da fiscalização desse bem essencial a vida.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização desta pesquisa foi destacado a área rural do município de Bom Jardim-PE, visto que é uma área do semiárido nordestino que retrata bem a questão abordada e que sua população rural é o dobro da urbana. Os estudos e trabalhos de campo na área rural foram realizados em duas visitas, sendo cada uma com duração de quatro dias, onde os moradores e responsáveis pelas cisternas responderam um questionário. Além disso, foi verificado as informações coletadas *in locu*, como visitas aos mananciais (Figura 01), as localidades e sítios (Figura 02), pesquisas em livros, boletins informativos, cartilhas, seminários, sites, diagnósticos do município, portarias, Leis e decretos.



Fig. 01 - Açude Jucazinho na cidade de Surubim-PE



Fig. 02 - Fiscalização do processo de entrega da água nas cisternas dos sítios e localidades

De acordo com a previsão estimada, as duas visitas ao município de Bom Jardim-PE e ao manancial Açude de Jucazinho, tiveram um custo de R$ 5.960,60, que envolveu transporte tracionado, hospedagem, alimentação (almoço e janta), materiais permanentes, combustível e guia da região.

O trabalho foi coroado com um banco de dados com uma gama de informações coletadas através da visita técnica nas comunidades, sítios e manancial.

3. RESULTADOS E DISCURSSÃO

A água é a substância mais abundante na superfície do planeta, participando dos seus processos modeladores pela dissolução de materiais terrestres e do transporte de partículas, sendo o melhor e mais comum solvente disponível na natureza (TEIXEIRA, 2000, p. 27).

A origem da água na terra se deu em dois momentos distintos: 1) através da existência de vapor de água na atmosfera primitiva que se dissipou devido às altas temperaturas existentes; e 2) através de um aporte de volume proveniente do interior do planeta ocupando os vales existentes na crosta. Essa massa de água não foi dissipada para o espaço sideral em forma de vapor, como ocorreu na maioria dos planetas, que eram muito quentes, em virtude de a água ter encontrado uma crosta terrestre menos aquecida (SUASSUNA, 2000, p. 9).

O Planeta Terra, com o resultado dessa gênese hídrica, ficou constituído por 2/3 de água, que equivale a um volume aproximado de 1.370.000.000 Km^3, podendo elevá-lo à categoria de Planeta Água (SUASSUNA, 2000, p. 9).

Em uma análise da Tabela 01, verifica-se que o maior percentual de água no planeta constitui os oceanos (97,240%) que é uma água bastante mineralizada, contendo cerca de 36 gramas de sais por litro. Quanto a água doce, corresponde a 2,750% de água global do planeta. Subtraindo desse total as águas existentes nas calotas polares e nas geleiras resta-nos 8.580.830 km3, e analisando detalhadamente vimos que 0,625% é o potencial hídrico de que a população terrestre dispõe para o consumo (SUASSUNA, 2000, p. 10).

Tabela 01 – Distribuição Percentual da massa de água no planeta

LOCALIZAÇÃO	VOLUME (Km^3)	PORCENTAGEM DA ÁGUA TOTAL(%)
Água existente no planeta	1.370.000.000	100
Água salgada	1.332.206.170	97,240
Total de água doce	37.780.000	2,750
* Calotas polares e geleiras	29.200.000	2,125
* Lençóis subterrâneos	8.350.000	0,608
* Umidade do solo	67.000	0,005
* Quantidade anual escoada	38.830	0,003
* Lagos de água doce	125.000	0,009
* Vapor na atmosfera	13.000	0,010
Total	**1.613,35**	**100**

Fonte: New World / Revista da Siemens, nr 1, fev/1998.

O preço que se paga ao abrir uma torneira varia muito de uma cidade para outra, e raramente as contas estão associadas a maior ou menor disponibilidade de água na região ou ao consumo diário. Abaixo verificamos o custo nas principais cidades do mundo.

Tabela 02 – O custo da água no mundo por 100 galões (378 litros), baseado no consumo mensal

CIDADE	PAÍS	US$	CONTINENTE
Calcutá (Kolkata)	Índia	0,00	Asiático
Cidade do México	México	0,07	Americano
Rio de Janeiro	Brasil	0,34	Americano
Cidade do Cabo	África do Sul	0,42	África
Las Vegas	EUA	0,77	Americano
Tóquio	Japão	0,74	Asiático
Auckland	Nova Zelândia	1,46	Australiano
Sydney	Austrália	1,61	Australiano
Gent	Bélgica	2,37	Europeu
Berlim	Alemanha	2,52	Europeu
Copenhague	Dinamarca	3,43	Europeu

Fonte: GLOBAL WATER INTELLIGENCE.
Elaboração: JEROME COOKSON, MOLLY SNOWBERGER, JOHN TOMANIO.

No Brasil a água é abundante nas regiões Sul e Norte do Brasil, o qual durante todo o ano as bacias dos rios Amazonas e Paraná proporcionam energia, alimento e vida. Nas outras regiões, como o Nordeste nos seus solos áridos e rachados, sua ausência é sinônimo de pobreza e morte. Esse é um dos fatores que obriga o país a adotar um sistema nacional de recursos hídricos, com gestão integrada, tendo a bacia hidrográfica como unidade de gerenciamento (SUASSUNA, 2000, p. 12).

Estudiosos prevêem que em breve a água será causa principal de conflitos entre nações. A distribuição desigual é causa maior de problemas. Entre os países, o Brasil é privilegiado com 12% da água doce superficial no mundo. Mais de 90% do território brasileiro recebe chuvas abundantes durante o ano com exceção do Semiárido, onde os rios são pobres e temporários. Essa água, no entanto, é distribuída de forma irregular, apesar da abundância em termos gerais. Mesmo na área de incidência do Semiárido (10% do território brasileiro; quase metade dos estados do Nordeste), não existe uma região homogênea. Há diversos pontos onde a água é permanente, indicando que existem opções para solucionar problemas socioambientais atribuídos à seca (SUASSUNA, 2000, p. 14).

Apenas na região Nordeste do país, mais de um terço da população não tem acesso confiável ao abastecimento de água potável (BALTAR, 2003, p 7).

De acordo com reportagem apresentada no site do PNUD, em 18 de janeiro de 2007, a água é insuficiente em ⅔ do semiárido, ou seja, mais de 65% dos municípios da região correm risco de enfrentar problemas de abastecimento até 2015 é o que aponta estudo da ANA (Agência Nacional de Águas) sendo insuficiente em 447 cidades do Nordeste e do norte de Minas Gerais — onde vivem quase 8,7 milhões de pessoas. Em 60,1% dos municípios da região, a oferta de água não é satisfatória. Em 6,2% dos casos, o sistema de distribuição não deve atender o crescimento da demanda ou os mananciais é que não vão comportar o aumento do consumo.

Estima-se que uma cisterna de 12 mil litros seja suficiente para abastecer uma família de 5 pessoas durante os meses sem chuva no semiárido, considerando o consumo diário de 10 litros por pessoa, durante 8 meses (SUASSUNA, 2000, p.14).

O município de Bom Jardim foi criado em 1870, possui uma Área territorial de 207,4 Km², representando 0,21% do Estado de Pernambuco, está situado nos domínios da bacia hidrográfica do rio Goiana, onde o principal corpo de acumulação é o açude Palmeirinha e a Represa do Rio Orobó, com 37.013 dos 8.485.386 habitantes do Estado de Pernambuco, sendo 24.478 na zona rural e 14.531 na zona urbana (Censo Demográfico IBGE/2007).

O Reservatório Açude Jucazinho, na cidade de Surubim – PE está situado na Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe, tendo capacidade para 327.000.000 m^3. Em junho de 2009, o volume era de 329.938.000 m^3, ou seja, 101% (DNOCS – Departamento Nacional de Obras Contra a Seca) onde caminhões pipas retiram água para abastecer a área rural de Bom Jardim.

A distribuição e transporte de água no município é apresentada de várias formas, seja pelos meios convencionais, através de animais, meios naturais, e aplicação de novos métodos por parte de projetos. O local reúnio todas as características ideais para realização deste estudo, tendo em vista ser uma região do semiárido nordestino.

Para este trabalho foram visitados 41 (quarenta e um) dos 90 (noventa) pontos de cisternas onde se obteve o seguinte resultado:

Nas proximidades aos sítios não existe nenhum tipo de poço, cacimba, represa o qual os moradores possam apanhar água; a água é despejada nas cisterna através da força da gravidade e utilização da energia elétrica da casa do morador. Mais de 90% utiliza esta prática; neste município antes de 2008 o processo de distribuição de água não era fiscalizado pelo Exército Brasileiro onde mais que 90% dos entrevistados disseram que a distribuição era ruim; e que hoje, com a presença fiscalizadora do Exército Brasileiro, 100% disseram que a distribuicao é boa; quanto as suas necessidades diárias, 100% disseram que a água era suficiente para o básico de sua família; e que o mês junho pode ser diminuida a distribuição; quanto ao perído que aumente disseram o mês de agosto a janeiro; antes da Operação PIPA entrar em prática, com participação do Exército, as formas de apanha da água está mostrada no gráfico 01.

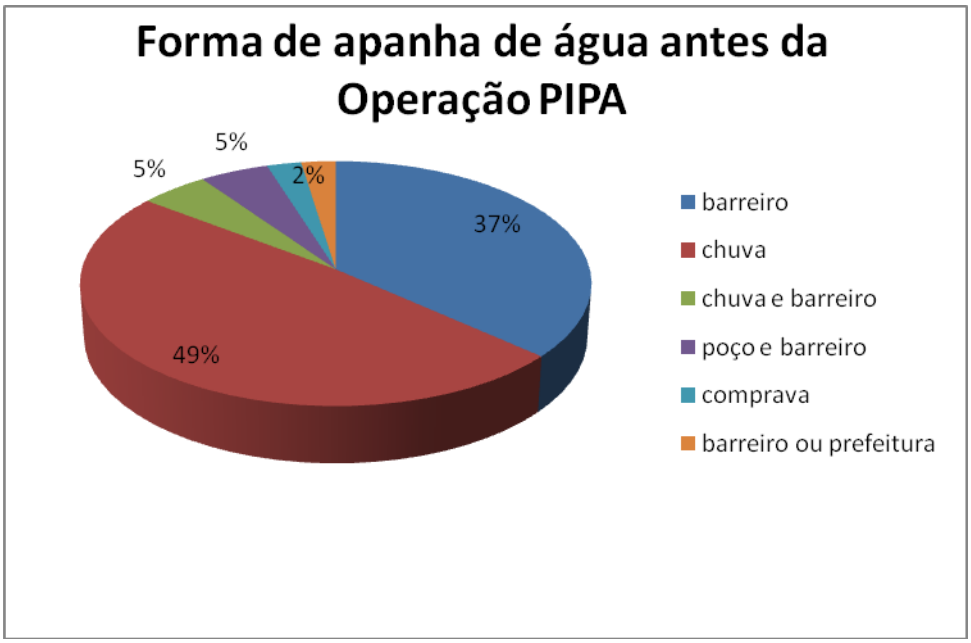


Gráfico 01 – forma de apanha de água antes da Operação PIPA

04. CONSIDERAÇÕES FINAIS

Na cidade de Bom Jardim uma das soluções alternativas de abastecimento de água para consumo humano foi a implantação pelo Ministério da Integração Nacional (MI) juntamente com o Comando do Exército, da distribuição de água por veículo transportador (Figura 03).

Por mês são feitas para o município de Bom Jardim mais de 300 viagens com caminhões PIPA onde mais de 10.000 pessoas são beneficiadas (Figura 04).



Fig. 03 - Entrega da água por meio da gravidade ou utilização da bomba elétrica



Fig. 04 - Morador beneficiado com o projeto e vista do barreiro antes utilizado pela família

Hoje, com o projeto Operação PIPA (Distribuição Emergencial de Água Potável no Semiárido Brasileiro), onde o 4º Batalhão de Polícia do Exército fiscaliza desde maio de 2008, dezenas de famílias na área rural do município são beneficiadas com a distribuição da água em um intervalo de tempo planejado pelo Comando Militar

do Nordeste (CMNE) que varia da quantidade de moradores beneficiados onde se localiza a cisterna.

05. CONCLUSÃO

O trabalho foi contemplado com um banco de dados com informações coletadas através da visita técnica sobre a qualidade da água nas cisternas segundo o consumidor, o grau de satisfação dos mesmos, os meses de maior e menor necessidade do mineral no ano, o acondicionamento, condições de higiene, forma de abastecimento (gravitacional ou elétrico), uso da água e famílias beneficiadas, onde foi observado que as populações agraciadas com o mineral estão muito gratas com o abastecimento e a fiscalização por parte do Exército Brasileiro (especificamente o comando Militar do Nordeste) e com o processo de distribuição de água na área rural do município de Bom Jardim-PE, que é da responsabilidade do quartel do 4º Batalhão de Polícia do Exército, através de carros PIPA.

06. REFERÊNCIAS

BALTAR, Alexandre M.; AZEVEDO, Luiz Gabriel T.; RÊGO, Manuel; e PORTO, Rubem la Laina. **Sistema de Suporte à Decisão para a Outorga de direitos de uso da Água no Brasil - Série Água Brasil.** 1ª ed. Brasília: Banco Mundial, 2003. 48p.

DNOCS – **Departamento Nacional de Obras Contra a Seca**. Texto na internet, acesso em 26/01/10. Disponível: http://www.dnocs.gov.br/

IBGE - **Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.** Texto na Internet, acesso em 17/04/10. Disponível http://www.ibge.com.br/

Ministério da Integração regional - Secretaria de Políticas de Desenvolvimento Regional. **Nova delimitação do Semi-árido Brasileiro**. Texto na Internet, acesso em 31/08/09. Disponível http://www.*integracao.gov.br/*

PNUD – **Programa das Nacoes Unidas Para o Desenvolvimento**. Texto na Internet, acesso em 31/08/09. http://www.pnud.org.br/rdh/

SUASSUNA, João. **Contribuição ao Estudo Hidrológico do Semi-Árido Nordestino**. Recife: Fundação Joaquim Nabuco, Editora Massangana, 2000. 98p.

TEIXEIRA, Wilson; TOLEDO, M. Cristina Mota de; FAIRCHILD, Thomas Rich; e TAIOLI, Fabio. **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000. 568p.

PLANEJAMENTO URBANO, GESTÃO DO TERRITÓRIO E MEIO AMBIENTE EM CATALÃO (GO)

Laurinda José Ribeiro

Professora Mestre em Geografia. Colégio Estadual Divina Olímpio Miranda. Extraído de Dissertação financiada pela CAPES. Qc 10, B. 04, Ed. Bela Emília B. Apt. 102, Parque das Flores - Valparaíso de Goiás. CEP: 72878-374. laurinda336@hotmail.com

Resumo: A cidade de Catalão tem passado por grandes transformações nas últimas décadas. Seu crescimento tem ultrapassado o de outras cidades do mesmo porte de Goiás, nos aspectos econômicos, políticos, sociais e ambientais. A cidade de Catalão passou, nos últimos quarenta anos, por grandes transformações geoeconômicas, que culminaram no incremento da população, no crescimento da malha urbana, em intensas transformações na produção e organização do espaço e, consequentemente, no surgimento de problemas sociais, econômicos e ambientais. O objetivo principal deste trabalho é compreender as transformações socioambientais ocorridas no espaço urbano da cidade de Catalão (GO). Busca-se na presente pesquisa responder às indagações sob uma perspectiva dialética, orientada pela principalmente pela utilização da categoria de produção do espaço. A pesquisa de campo foi utilizada com objetivo de conseguir informações acerca do problema. Resultados: Observa-se, de modo geral, que o crescimento, a ocupação e a expansão da cidade ocorreram de forma acelerada, com isso surgiram vários problemas ambientais. A análise feita aponta que o crescimento da cidade de Catalão sofreu uma fase de expansão acelerada marcada uma nova dinâmica social e espacial advindos da reestruturação produtiva do capital e isso tem provocado fortes impactos ambientais.

Palavras-chave: Expansão urbana, Dinâmica espacial, Impactos ambientais.

1 Introdução

O processo de urbanização contínuo da população nas últimas décadas tem promovido não apenas o crescimento das cidades, mas tem afetado o equilíbrio ambiental dessas áreas com elevados índices de degradação. A produção do espaço, quando não acompanhada de um planejamento que considere suas características e aptidão física à ocupação, reflete os efeitos negativos da relação sociedade/natureza. Nestas condições, a ocupação desordenada do meio físico provoca o aparecimento de sérios problemas ambientais, tais como a inadequação da infraestrutura, à carência de áreas verdes, acúmulo de dejetos e poluentes do ar e da água, o lixo urbano, despejo de esgoto, erosão e compactação do solo, assoreamento dos rios e córregos, enchentes, aumento ou diminuição da vazão, desaparecimento ou desvio de nascentes e dificuldades de circulação de pessoas e de veículos, os quais interferem diretamente na qualidade do meio ambiente e da qualidade de vida da população.

A cidade de Catalão passou, nos últimos quarenta anos, por grandes transformações geoeconômicas, que culminaram no incremento da população, no crescimento da malha urbana, em intensas transformações na produção e organização do espaço e, consequentemente, no surgimento de problemas sociais, econômicos e ambientais provocados pelo processo de expansão.

Para atender aos objetivos e responder às questões da pesquisa, faz-se necessária uma fundamentação teórico-metodológica que oriente a análise e contribua para a explicação da realidade estudada. Logo, a partir da escolha do método de investigação e das concepções teóricas a serem empregadas, realiza-se a apreensão da realidade sob determinada perspectiva. O conhecimento produzido nesse processo relaciona-se a uma realidade complexa e em constante movimento que, por isso, não pode ser apreendida de forma absoluta e definitiva.

Nesse sentido, uma pesquisa contribui para o conhecimento da realidade, uma vez que em uma pesquisa não basta descrever a realidade como ela existe, é preciso apreender seu conteúdo e entender como ela funciona, perceber quais são as suas contradições e interpretá-la. Assim então, uma pesquisa pode ser a legitimação ideológica da ordem vigente, embora por si só isso não seja o bastante, mas também pode ser a sua negação e substituição. Por isso, busca-se na presente pesquisa responder

às indagações sob a perspectiva dialética, orientando-se principalmente pela utilização da categoria "produção do espaço".

2 O contexto socioeconômico em Catalão

A partir da década de 1970, a modificação de velhas estruturas produtivas e sociais provocada pela expansão capitalista no campo teve como resultado um rápido processo de urbanização da população rural caracterizado por profundas contradições nas estruturas sociais dos centros urbanos. Suas transformações foram, portanto, oriundas de políticas e arranjos institucionais desenvolvidos pelos governos brasileiros que visavam facilitar a ação do capital nos mais variados setores da vida nacional. Este "progresso", verificado na forma de urbanização acelerada, modificando as relações sociais e as atividades econômicas e causou profundas mudanças na sociedade local. Mendonça (2004), destaca que

> A sociedade goiana, sertaneja, latifundiária e coronelista, apresentava o trabalho assalariado em algumas atividades e, paralelamente, relações não capitalistas de produção, através do "sistema de partilha" na pecuária e sistemas de parcerias e meação nas atividades agrícolas. Diversas profissões foram consagradas como essenciais à existência das atividades agropecuárias. As figuras do boiadeiro, do lavrador, do mascate, do carreiro, do ferreiro e do amansador de animais, entre outras, eram algumas das formas com que o trabalho se expressava, [...]. (MENDONÇA, 2004, p. 265).

Estas relações não capitalistas de produção rural podiam ser tão ruins como as capitalistas. Uma condição típica destas relações de trabalho era a exploração do trabalho familiar por parte do proprietário da terra, bem como dos outros membros da família, pelo chefe da família que muito afetava a condição de vida de seus membros.

O parque industrial de Catalão chama a atenção pela diversidade de ramos de produção, como por exemplo, produtos caseiros (doces, queijos, salgadinhos, bolos e tortas, artesanatos etc.), agroindústrias, minerações, artefatos de cimento, metalurgia, cerâmica e móvel, entre outros. O crescimento industrial de Catalão tem estimulado significativamente a construção civil, tradicionalmente grande geradora de empregos. Outro ramo industrial que vem se destacando pela quantidade de mão-de-obra é o vestuário e calçados (SEPLAN, 2003). O setor de serviços como administração pública, comércio, alojamento e alimentação, saúde, transporte e armazenagem, comunicações e

atividades imobiliárias tem se tornado representativo dentre as atividades econômicas do município. A colocação do município em 5º lugar no índice geral dos formadores do PIB estadual e em 12° na classificação geral do PIB "per capita" mostra a importância dos valores agregados do município.

Em 2000, 55,9% do total de migrantes residindo no município eram procedentes de Goiás, enquanto os migrantes procedentes de outros Estados passaram a corresponder a 15,8% do total da população. Segundo dados do IBGE (Censo, 2010), entre 2000 e 2010, Catalão teve um crescimento populacional de 34%, superando outros municípios do mesmo porte no estado de Goiás como Itumbiara e Novo Gama, entre outros com um crescimento bem inferior. Os fatores responsáveis por esse crescimento são as novas indústrias instaladas e os serviços. Catalão possui uma taxa de 94% de urbanização, considerada alta, acima da média brasileira que é de 84% (Censo, 2 010).

As transformações ocorridas em Catalão, tanto crescimento populacional como as novas atividades econômicas, levaram a novas relações territoriais: a cidade passou a controlar diretamente o território em que está inserida, transformando a região, fazendo com que as cidades a sua volta passassem a ser verdadeiros satélites em torno da economia catalana; também a cidade passou a comandar de forma efetiva as ações ocorridas nas relações cidade e campo na medida em que refletiu, na zona urbana, o resultado das mudanças do capitalismo no Brasil.

3 A expansão urbana e a questão ambiental em Catalão

A cidade de Catalão cresceu de forma desordenada nos últimos anos. Este processo de urbanização causou mudanças profundas no espaço, que vão desde a impermeabilização do solo à degradação da vegetação original (Cerrado), entre outros. Segundo Chaves (2003),

> O nível de exploração a que foi submetido o cerrado deixa, com relação à proteção dos ecossistemas, pouca margem de atuação da legislação ambiental. Deve ser levada em consideração, entretanto, a ampla margem de atuação da lei no que concerne à conservação das formações vegetais nativas ainda existentes, no desenvolvimento de programas e projetos de pesquisas florestais e na promoção de recuperação de áreas degradas (CHAVES, 2003, p. 120).

O sítio no qual a cidade de Catalão se encontra edificada é marcado, principalmente, pelos elementos naturais formadores da bacia hidrográfica do Ribeirão Pirapitinga e seus afluentes. Observe a foto 01.



Foto 01 – Represa do Clube do povo – Ribeirão Pirapitinga - Cartão Postal da cidade.
Autora: RIBEIRO, L. J. (2010).

A partir de 1980 o sítio urbano foi bastante ampliado. Em função disto, foram criados novos bairros. Estes novos bairros, surgidos de loteamentos recentes, não só introduziram novos arranjos espaciais como também fizeram com que, socialmente, ocorresse a reestruturação interna dos bairros mais antigos. Portanto, a paisagem urbana passou a exibir a inserção de novos grupos sociais e a reelaboração do espaço urbano.

Foram implantados novos loteamentos para a transferência das antigas elites econômicas e políticas, outros para os novos migrantes e foram também criados outros voltados para o atendimento das reivindicações dos trabalhadores por moradias, quase sempre representadas por moradias construídas nas periferias do centro urbano.

Ao comparar a área urbana das décadas anteriores a 1990 com a dos anos seguintes percebe-se que a intensificação do processo neste período (devido ao crescimento demográfico) trouxe mais dificuldade para o ordenamento adequado de ocupação e uso do solo urbano. Entre 1990 e 2000 foram criados outros nove loteamentos. Em 2009 e em 2010, segundo informações da Secretaria de Obras da Prefeitura, foram autorizados dez novos loteamentos e cinco estavam sendo analisados.

Essas informações demonstram como a cidade expande seu espaço urbano. Observe a foto 02.



Foto 02 – Avenida José Marcelino – Loteamento Maria Amélia.
Autora: RIBEIRO, L. J. (2010).

4 Resultados e discussões

O Município de Catalão, historicamente alcançou importância como entreposto comercial, grande produtor agropecuário e centro cultural, se destacam por sua produção industrial nos setores mineral e automobilístico que geram divisas e transformam a sede do município em pólo de atração populacional. O crescimento desordenado, a transformação do solo induzida pela iniciativa privada, a ausência de planos urbanísticos para a implantação de equipamentos urbanos e o descaso em relação ao meio ambiente e ao espaço público constituem desafios constantes para o governo municipal.

O Plano Diretor de Desenvolvimento Sustentável Urbano e Ambiental de Catalão (Lei 2.210/2004) apresenta-se como um conjunto de princípios e regras

orientadoras da ação dos governantes e daqueles que constroem e utilizam o espaço urbano. O documento tem o objetivo precípuo de instrumentalizar o governo municipal e a população na consecução de estratégias que resultem no desenvolvimento sustentável e democratização do acesso ao solo urbano, longe da ideia de cidade acabada.

A expansão da urbanização em Catalão causa também alguns outros problemas, tais como: falta de arborização, principalmente na periferia da cidade, poluição do ar, principalmente pelas minerações, poluição da água, por grande quantidade de lixo, contaminação dos mananciais, degradação das nascentes do perímetro urbano, assoreamento dos cursos d'água, erosão devido ao desmatamento dos novos loteamentos. Desse modo, a qualidade do ambiente da cidade, com seus fatores naturais e sociais, vão sendo perdida, às vezes irremediavelmente.

Em Catalão, algumas ações estão sendo implementada na tentativa de se melhorar a qualidade do ambiente. Foi construído o aterro sanitário, com área adequada para o lixo hospitalar e cooperativa de reciclagem e foi implantada coleta seletiva do lixo em alguns bairros. Mas, são necessárias muito mais, por exemplo, analisar os impactos e práticas de recuperação das nascentes e sua posterior proteção, principalmente, as que estão no perímetro urbano.

Conclusão

Quando se trata de um estudo no qual se propõe discutir o espaço urbano não se pode pensar em conclusões definitivas. Mais que outros temas geográficos, este constantemente se renova e, portanto, permanece aberto. Optou-se por escrever de maneira reflexiva sobre as conclusões, ainda que provisórias de uma pesquisa, no sentido de fornecer contribuições para se pensar uma cidade, submetida a uma expansão urbana sem precedentes, um pouco mais humana e ambientalmente sustentável.

Este estudo procurou compreender como a expansão urbana influencia a sociedade nos aspectos econômicos, sociais e ambientais, através do confronto com os aspectos conceituais e de bases teórico-metodológicas acerca da apropriação do espaço, enquanto categoria de análise central para compreensão da ciência geográfica. Além

disso, o debate teórico serviu de suporte metodológico e prático para a avaliação da área escolhida.

A atual forma do sítio urbano de Catalão, revelada pelo uso do solo nas áreas de expansão, caracterizada por loteamentos parcialmente ocupados, além de áreas desocupadas e terraplanadas para futura ocupação, apresenta um crescimento marcadamente horizontal, principalmente, nas áreas periféricas. Esse fato deve ser considerado, já que essa forma de espacialização acarreta a ampliação de distâncias em relação aos de serviços públicos e a necessária implantação de equipamentos de saúde pública e escolas. Além disso, a ampliação das distâncias entre o centro e a periferia favorece a valorização dos espaços vazios e, conseqüentemente, promove a especulação imobiliária.

Referências

CARLOS, A. F. A.; SOUZA, M. L. de.; SPOSITO, M. E. B. (Org.). **A produção do espaço urbano**: agentes e processos, escalas e desafios. São Paulo: Contexto, 2011.

CHAUL, N. F. **História política de Catalão**. Goiânia: Editora da UFG, 1994.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Censo Demográfico de 2010.** Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

MEDONÇA, M. R.**A urdidura espacial do capital e do trabalho no cerrado do sudeste goiano.** Tese (Doutorado). Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Ciências e Tecnologia, Programa de Pós-Graduação em Geografia. Presidente Prudente, 2004.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CATALÃO. **Plano Diretor de Desenvolvimento Sustentável Urbano e Ambiental de Catalão**, 2004.

RAMOS, C. **Catalão de ontem e de hoje**. Catalão: Distribuidora Kalil, 1984.

RIBEIRO, L. J. **Expansão urbana e derivações ambientais sobre o Ribeirão Pirapitinga em Catalão (GO).** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Goiás – Campus, Departamento de Geografia, 2011.

SANTOS, M. **A urbanização brasileira**. São Paulo: Hucitec, 1994.

TAVARES, J. A.*et al*. **A degradação do Ribeirão Pirapitinga como consequência da urbanização.** 1994. Monografia (Iniciação a Pesquisa em Geografia) – Campus Catalão da Universidade Federal de Goiás, Catalão.

TEMA DE INTESSE: Planejamento da paisagem urbana.

Microalgas na melhoria da qualidade de água da piscicultura

Rafael Lustosa Maciel[1], Ana Luzia Assunção Cláudio de Araújo[2], Hudson Damasceno Maia[3] Wladimir Ronald Lobo Farias[4]

1. Mestrando do programa de Pós Graduação em Engenharia de Pesca e Recursos Pesqueiros, Universidade Federal do Ceará maciel.rlm@hotmail.com Bolsista CAPES
2. Graduando em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará hudsondmaia@gmail.com
3. Graduando em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará analuzia_aca@hotmail.com
4. Prof. Dr, Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará wladimir@ufc.br

Resumo As microalgas ocorrem em tanques de piscicultura devido à presença de nutrientes provenientes das sobras de ração e excretas dos peixes. São importantes na aqüicultura por serem fontes de alimento além de auxiliarem na melhoria da qualidade da água, mas também podem reduzir os níveis de oxigênio devido às elevadas taxas de respiração a noite. O experimento constituiu da transferência de um volume de 120 L de água de um tanque com 3 m3 para três aquários de 40 L. A transparência da água do tanque, no momento da coleta, foi de 22 cm, o oxigênio dissolvido de 6,19 mg L-1 e o pH de 10,08, e a oscilação máxima da temperatura foi 5,7°C. Os aquários foram dispostos lado a lado de forma que recebessem toda a radiação solar do dia , sendo constatada uma forte correlação inversa entre absorbância e temperatura R^2 = -0,98. Após cinco horas houve a total floculação fazendo com que a transparência fosse total, o oxigênio dissolvido fosse 6,44 mg L-1 e o pH 10,19 Com esses resultados, foi demonstrado que pode haver uma reutilização da água oriunda do cultivo de peixes, através da floculação natural das microalgas sem a utilização de floculantes químicos convencionais.

Palavras-chave: Aquicultura, remoção de nutrientes, tambaqui

INTRODUÇÃO

Grandes volumes de efluentes são gerados pelos vários setores da sociedade desde os resíduos do abastecimento humano, industrial e também nas atividades primárias como a agricultura e a aquicultura. Estes efluentes são ricos em compostos como nitrogênio e fósforo, os principais responsáveis pela eutrofização dos corpos hídricos (DE-BASHANet al, 2010; TREPANIER et al 2002).

A eutrofização consiste na elevação dos níveis de nutrientes da água, provocando um rápido incremento no aparecimento de algas e outros vegetais, ocasionando uma perturbação do equilíbrio ambiental além de causar uma diminuição na qualidade de água (OSPAR, 2008).

As microalgas são microrganismos predominantemente aquáticos com uma grande diversidade de formas, podem ser coloniais, unicelulares, filamentosas, e podem apresentar pouca ou nenhuma diferenciação celular (OLAIZOLA, 2003). São organismos fotossintéticos, portanto, se utilizam de água, gás carbônico, nutrientes e luz para sintetizar várias formas de energia em biomassa (ANDRADE et al, 2008).

A aquicultura, atividade econômica que se dedica ao cultivo de organismos aquáticos, gera resíduos pela excreção de amônia pelas brânquias dos organismos e fosforo pelas fezes e pela ração não consumida (KAJIMURA et al, 2002; SÁ, 2012). Estes nutrientes podem ser removidos da água através do cultivo intensivo de microalgas, melhorando a qualidade da água antes dessa ser liberada no ambiente (BURUT-ARCHANAIet al, 2013;CHINNASAMY et al 2010; GODOS et al, 2010).

O objetivo desse trabalho foi avaliar a remoção dos nutrientes provenientes do cultivo de tambaqui (*Colossoma macropomum*) pela floculação natural das microalgas.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado na Estação de Piscicultura do Departamento de Engenharia de Pesca, da Universidade Federal do Ceará. Inicialmente, foi escolhido um tanque de piscicultura com uma grande quantidade de fitoplâncton, com baixa transparência medida pelo disco de Secchi.

Para a realização da floculação, foi feita uma coleta de 120 L de água sub-superficial do tanque, os quais foram divididos em três aquários com capacidade para 40 L cada e estes foram expostos ao sol. Antes de ser transferida para os aquários, a água foi submetida a uma filtragem em rede de plâncton com malha de 100 μm. No momento da estocagem, foram determinadas a transparência, a temperatura e o pH da água, sendo o experimento iniciado as 8:30h e concluído as 18:30 horas. O acompanhamento da floculação foi realizado, a cada hora, por espectrofotometria no comprimento de onda de 680 nm.

A temperatura, o oxigênio dissolvido e o pH da água sub-superficial de cada aquário foram medidos de hora em hora e as demais análises físico-químicas, indicadoras de qualidade da água, como amônia total, alcalinidade total, dureza total, dureza cálcica, fósforo reativo e nitrito, foram realizadas a cada duas horas.

As analises de oxigênio dissolvido (O2D) e temperatura foram realizadas com sonda eletrônica da Marconi e o pH foi obtido com um medidor de pH de bancada da Marconi. As análises de amônia total, alcalinidade total, dureza total e cálcica, fósforo reativo e nitrito foram feitas de acordo com a metodologia descrita em APHA (1992).

Resultados e discussão

Após 5 horas do início do experimento foi observada a segunda mais elevada temperatura do dia em ambos os aquários: 35,1 °C; 35,3 °C; 35,1 °C, tendo sido nesse horário constatado a menor absorbância: 0,009; 0,01; 0,008 respectivamente, evidenciando a total floculação da biomassa algal. Estatisticamente foi observada uma forte correlação negativa (r = -0,968) entre estes dois parâmetros (absorbância e temperatura da água), como pode ser observado na Figura 1.

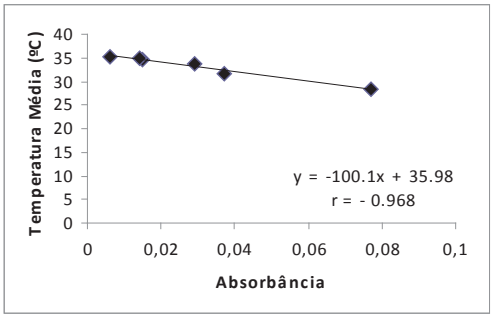


Figura 1. Correlação entre a absorbância e temperatura da água durante a floculação natural das microalgas.

Divikaran; Pillai (2002) realizaram a floculação de quatro microalgas *Spirulina, Oscillatoria, Chlorella* (água doce) e *Synechocystis* (marinha) utilizando quitosana na faixa de pH de 4 a 9 e concentrações de clorofila-a na faixa de 80 a 800 mg m-3 e concluíram que a eficiência da floculação é muito sensível ao pH e alcançou um máximo em 7 para as microalgas de água doce, mas com um valor menor para a espécie marinha. A concentração ótima de quitosana que resultou na máxima floculação dependeu da concentração algal. As células das algas ficaram intactas e vivas e não ocorreu ressuspensão das mesmas em virtude de agitação mecânica, podendo a água ser utilizada para novas culturas.

A média da concentração máxima do oxigênio dissolvido dos aquários durante o processo de floculação foi de 6,65 mg L^{-1} observado às 12:30 da tarde. No momento em que a absorbância foi mínima, a concentração do oxigênio dissolvido alcançou o seu segundo mais alto valor observado: 6,33 mg L-1; 6,48 mg L-1; 6,51 mg L-1; ficando a média das três concentrações em 6,44 mg L-1.

Ao término do experimento a concentração média do oxigênio dissolvido alcançou um dos mais baixos valores observados: 5,12 mg L-1. Com a floculação das algas e sua conseqüente deposição no fundo dos aquários estas se tornaram mais susceptíveis ao ataque dos microorganismos decompositores aeróbios e anaeróbios, sendo então o oxigênio consumido no processo de amonificação e nitrificação. Segundo Esteves (1998) a decomposição da matéria orgânica é diretamente influenciada pela temperatura, assim como a respiração dos organismos.

A soma das concentrações dos íons bicarbonatos e carbonatos da água, respondem por quase toda a alcalinidade da água de sistemas de aqüicultura . Foi constatado o valor modal de 49,0 mg de CaCO3 L-1 variando muito pouco em torno desse valor apresentando média de 48,7 mg de CaCO3 L-1.

A dureza total apresentou média de 63,6 mg de CaCO3 L-1, com uma pequena queda no decorrer do experimento. Já a dureza cálcica teve uma queda maior após a primeira hora, depois ficando estável com média de 51,62 mg de CaCO3 L-1.

O pH mostrou-se elevado por volta de 10, variando em um intervalo muito pequeno, apresentando uma variação de apenas 0,16, que pode ser explicada pela boa alcalinidade da água que, sendo maior de 40 mg L-1 exerceu um bom efeito tampão, resultando em uma mínima variação de pH no decorrer do dia .

Montien-Art et al. (1998) em um estudo no qual acompanhou a melhoria da qualidade de água através da biomassa algal em uma bacia do zoológico de Kumamoto, Japão, verificou uma significativa correlação entre o crescimento na biomassa fitoplanctônica com o aumento da temperatura e concentração do oxigênio dissolvido, $r = 0,335$ $p < 0,001$; $r = 0,296$, $p < 0,01$, respectivamente. Também observou a existência de uma correlação inversa entre a biomassa fitoplanctônica e as concentrações de amônia, nitrito e ortofosfato, $r = -0,101$ ns; $r = -0,084$ ns; $r = -0,039$ ns, respectivamente.

Os níveis de amônia variaram bastante durante a realização desse trabalho atingindo uma concentração de 0,047 mg L-1 ás 13h30min momento da sedimentação da biomassa algal nos aquários. A média ficou em 0,049 mg L-1.

Devido aos processos de amonificação e nitrificação a curva referente a nitrito ficou um tanto que parecida com a da amônia, acompanhando esta em seus picos e vales. Tendo sido constatado uma concentração média de 0,017 mg L-1, como pode ser visualizado na Figura 2. Conforme McCarthy e Goldman (1979), quando há escassez de nitrato e íon amônio na coluna d'água, o fitoplâncton tem a capacidade de reduzir o nitrito no interior da célula, graças a atuação da enzima nitrito redutase.

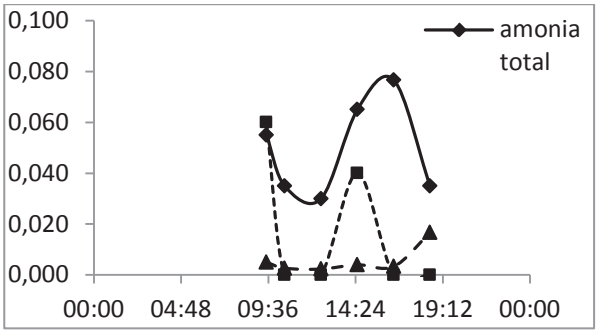


Figura 2. Variação das concentrações de amonia total, nitrito e fósforo reativo durante a floculação das microalgas.

A concentração de fósforo declinou levemente até momentos antes da floculação onde atingiu o valor mínimo de 0,002 mg L-1, levando a crer que este tenha sido absorvido pelo fitoplâncton. Depois de ocorrida a sedimentação até o término do experimento, foi observado a elevação da concentração deste nutriente na água, alcançando o valor final de 0,017 mg L-1. Evidenciando a liberação de fósforo da biomassa floculada para a coluna d'água.

Conclusão

Embora, a qualidade da água tenha se mantido quase que constante, é necessário a realização de estudos mais aprofundados para se conhecer melhor as variações limnológicas decorrentes da sedimentação algal. Já a elevação da temperatura para a floculação de microalgas mostrou-se bastante satisfatório podendo esse processo vir a ser aplicado em sistemas de recirculação de água com grande concentração fitoplanctônica..

REFERÊNCIAS

ANDRADE, M. R.; COSTA, J. A. V. Cultivo da microalga Spirulinaplatensis em fontes alternativas de nutrientes. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 32, n. 5, p. 1551-1556, 2008.

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. Standard methods for the examination of water and wastewater. 20. ed. Washington: APHA, 1999. 630 p.

BELARBI, E. H.; GRIMA, M. E; CHISTI, Y. A process for high yield and caleable recovery of high purity eicosapentaenoic acid esters from microalgae and fish oil. Enzyme and Microbial Technology, v. 26, p. 516–529, 2000.

BURUT-ARCHANAIA, S,; EATON-RYEC, J. J.; INCHAROENSAKDID, A.;POWTONGSOOKA, S.Phosphorus removal in a closed recirculating aquaculture system using the cyanobacteriumSynechocystis sp. PCC 6803 strain lacking the SphU regulator of the Pho regulon. **BiochemicalEngineeringJournal**v. 74. 2013.

CHINNASAMY, S.; BHATNAGAR, A.; HUNT, R. W. DAS, K. C. Microalgae cultivation in a wastewater dominated by carpet mill effluents for biofuel applications. **Bioresource Technology**v.101 p. 3097–3105. 2010.

DE-BASHAN, L.E.; BASHAN, Y. Immobilized microalgae for removing pollutants: Review of practical aspects. **Bioresource Technology**v.101 p. 1611–1627. 2010.

DERNER, R. B. Cultivo de microalgas. In: Produção de camarão marinho. Florianópolis: UFSC, p. 64-75, 1996.

DIVAKARAN, R.; PILLAI, V.N.S. Flocculation of algae using chitosan. Journal of Applied Phycology, v.14, p.419–422, 2002.

ESTEVES,F.de A. Fundamentos de limnologia. 2. Ed. Rio de Janeiro: Interciência, 1998. 602 p.

GODOS, I.; VARGAS, V. A.; BLANCO, S.; GONZÁLEZ, M. C. G.; SOTO, R.; GARCÍA-ENCINA, P. A.; BECARES, E.; MUÑOZ, R. A comparative evaluation of microalgae for the degradation of piggery wastewater under photosynthetic oxygenation. **Bioresource Technology**v.101 p. 5150–5158. 2010.

HEJZLAR, J.; DOLEJS, P.; KOMARKOVA, J.; SEDA, J.; SIMEK, K.; VYHNALEK, V. Effect of biomanipulation on the structuring of the planktonic food web and water treatability by coagulation. Water Science Technology, v.37, p.105–112, 1998.

KAJIMURA, M.; IWATA, K.; NUMATA, H. Diurnal nitrogen excretion rhythm of the functionally ureogenicgobiid fish *Mugilogobiusabei*.**Comparative Biochemistry and Physiology**v 131p.227–239. 2002.

McCARTHY, J.J. and GOLDMAN, J.C. Nitrogenous nutrition of marine phytoplankton in nutrient-depleted waters, Science n. 203, p.670-672, 1979

MONTIEN-ART, B. ; OSUMI, K.; NAKAZONO, T.; ODAHARA, T.; OKAMOTO, C.; KICUCHI, M.; KABATA, K. Identification of phytoplankton and the relationship between phytoplankton biomass and water quality in Kumamoto zoo basin. Proceedings of School of Agriculture Kyushu Tokai University, n 18, p.23-33, 1999.

OLAIZOLA, M. Commercial development of microalgal biotechnology: from the test tube to the marketplace. Biomolecular Engineering, v.20, p.459-466, 2003.

OSPAR,. Second OSPAR Integrated Report on the Eutrophication Status of the OSPAR Maritime Area, 2008-372. OSPAR publication, pp. 107. 2008.

SÁ, M. V. C. Limnocultura – Limnologia para Aquicultura. Edições UFC, p.218, 2012.

TREPANIER, C., PARENT, S., COMEAU, Y., BOUVRETTE, J.,. Phosphorus budget as a water quality management tool for closed aquatic mesocosms. **Water Resource**.v.36, p.1007–1017.2002.

APROVEITAMENTO DA ÁGUA PLUVIAL PARA FINS POTÁVEIS E NÃO POTÁVEIS

Wanda Tathyana de Castro Silva[1], Viviane Assis Chaves de Carvalho [2]

[1] Graduanda em Meteorologia, ICAT, UFAL (wandatathynha@gmail.com)
[2] Graduanda em Meteorologia, ICAT, UFAL (vivinhastar@gmail.com)

Resumo

Atualmente, vários países enfrentam problemas de escassez de água e as causas para este problema geralmente são as mesmas, o desenvolvimento desordenado das cidades, o crescimento populacional, aliado ao aumento da demanda de água pela indústria e pela agricultura, provocando o esgotamento das reservas naturais de água. Na tentativa de se solucionar este problema é preciso que se reformule o sistema de abastecimento de água que atualmente, utiliza água tratada e clorada para todos os fins tanto para higiene pessoal quanto para lavar calçadas e para carrear dejetos. Portanto, para estes últimos, os usos para fins não potáveis buscam-se fontes alternativas de água como o reuso através da precipitação que com a sua utilização traz benefícios como a redução do consumo de água potável e o controle de enchentes em regiões com grandes áreas pavimentadas.

Palavras-chave: Água, Precipitação, Reuso.

Abstract

Currently, several countries face problems of scarcity of water and causes for this problem are generally the same, the disorderly development of cities, population growth, combined with increased demand for water by industry and agriculture, causing the depletion of natural reserves of water. In an attempt to solve this problem we need to reformulate the water system that currently, using chlorinated water and treated for all purposes both for personal hygiene and to wash sidewalks and to carry waste. So for them, the uses for non-potable, is seeking alternative sources of water such as through reuse of precipitation that with its use has benefits such as reducing the consumption of drinking water and flood control in regions with large paved area.

KEYWORDS: Water, Precipitation, Reuse.

INTRODUÇÃO

A água é um bem essencial à vida de todos os seres vivos. A sua facilidade de acesso aos seres humanos, armazenamento, tratamento e destino adequado dos efluentes devem ser objetivos a serem perseguidos por cada cidadão.

A reutilização ou o reuso de água não é um conceito novo e tem sido praticado em todo o mundo há anos. No entanto, a demanda crescente por água tem feito do reuso planejado um tema atual e importante. Neste sentido, deve-se considerá-lo como parte de uma atividade mais abrangente que é o uso racional ou eficiente da água, o qual compreende também o controle de perdas e desperdícios, e a minimização da produção de efluentes e do consumo de água. Ao liberar as fontes de água de boa qualidade para abastecimento público e outros usos prioritários, o uso de águas pluviais contribui para a conservação dos recursos e acrescenta uma dimensão econômica ao planejamento dos recursos hídricos. O reuso reduz a demanda sobre os mananciais devido à substituição da água potável por água de qualidade inferior.

Dessa forma, consideráveis volumes de água potável podem ser poupados pelo reuso, quando se utiliza água de qualidade inferior para atendimento das finalidades que podem prescindir deste recurso dentro dos padrões de portabilidade. A água de chuva é encarada pela legislação brasileira como “esgoto”, pois usualmente precipita sobre telhados e pisos com destino as bocas de lobo. Atuando como solvente universal, vai carreando todo tipo de impurezas, dissolvidas, suspensas, ou simplesmente arrastadas mecanicamente pelo sistema de drenagem urbana até um curso hídrico, que por sua vez, vai suprir uma captação para o abastecimento público de um centro urbano. Claro que esta água sofreu um processo natural de diluição e autodepuração, ao longo de seu percurso hídrico, nem sempre suficiente para realmente depurá-la. Após o início da precipitação, somente as primeiras águas carreiam ácidos, microorganismos, e outros poluentes atmosféricos, sendo que normalmente, pouco tempo após, a mesma já adquire características de água destilada, devido à higienização de seu percurso de tal modo que possa ser armazenada em reservatórios fechados, para posterior reuso.

Para restabelecer o equilíbrio entre oferta e demanda de água e garantir a sustentabilidade do desenvolvimento econômico, social e ambiental, é necessário que 3 métodos e sistemas alternativos modernos sejam convenientemente desenvolvidos e aplicados em função de características de sistemas e centros de produção específicos.

Esta pesquisa tem como finalidade a análise da implantação de um sistema para captação e armazenamento de águas pluviais em edificações, focando a viabilidade econômico/ambiental do projeto, como alternativa para reduzir custos com água tratada e contribuir com o meio ambiente, proporcionando uma correta destinação desse bem.

MATERIAIS E MÉTODOS

Segundo Mancuso et. al (2007) o reuso de água é o aproveitamento de águas previamente utilizadas, uma ou mais vezes, em alguma atividade humana, para suprir as necessidades de outros usos benéficos, inclusive o original. Pode ser direto ou indireto, bem como decorrer de ações planejadas ou não planejadas.

O reuso de água subentende uma tecnologia desenvolvida em maior ou menor grau, dependendo dos fins a que se destina a água e de como ela tenha sido usada anteriormente (MANCUSO, 2007).

Reusar água significa utilizar esta substância por mais de uma vez. Isto ocorre espontaneamente na própria natureza, através do ciclo hidrológico ou através da ação humana, de forma controlada. O reuso planejado da água pode ser utilizado para fins potáveis ou não potáveis. Nesta segunda categoria, o mais comum é sua utilização em atividades recreacionais, recarga de lençol freático, geração de energia, irrigação, reabilitação de corpos d'água e uso industrial (COMPANHIA DE SANEAMENTO BÁSICO DO ESTADO DE SÃO PAULO - SABESP, 2008).

Segundo Hespanhol et. al (2007) o reuso de água é classificado em duas grandes categorias: potável e não potável.

Reuso potável:

- Reuso potável direto: quando o esgoto recuperado, por meio de tratamento avançado, é diretamente reutilizado no sistema de água potável.
- Reuso potável indireto: caso em que o esgoto, após tratamento, é disposto na coleção de águas superficiais ou subterrâneas para diluição, purificação natural e subseqüente captação, tratamento e finalmente utilizado como água potável.

Reuso não potável:

-Reuso não potável para fins agrícolas: é feita a irrigação de plantas alimentícias, tais como árvores frutíferas, cereais etc., e plantas não alimentícias, tais como pastagens e forrações, além de ser aplicável para dessedentação de animais.

- Reuso não potável para fins industriais: abrange os usos industriais de refrigeração, águas de processos, para utilização em caldeiras etc.
- Reuso não potável para fins recreacionais: classificação reservada à irrigação de plantas ornamentais, campos de esportes, parques e também para enchimento de lagoas ornamentais, recreacionais etc.
- Reuso não potável para fins domésticos: são considerados aqui os casos de reuso de água para regra de jardins residenciais, para descargas sanitárias e utilização desse tipo de água em grandes edifícios.
- Reuso para manutenção de vazões: a manutenção de vazões de cursos de água promove a utilização planejada de efluentes tratados, visando a uma adequada diluição de eventuais cargas poluidoras a eles carreadas, incluindo-se fontes difusas, além de propiciar uma vazão mínima na estiagem.
- Aqüicultura: consiste na produção de peixes e plantas aquáticas visando à obtenção de alimentos e/ou energia, utilizando-se os nutrientes presentes nos efluentes tratados.
-Recarga de aqüíferos subterrâneos: é a recarga dos aqüíferos subterrâneos com efluentes tratados, podendo se dar de forma direta, pela injeção sob pressão, ou de forma indireta, utilizando-se águas superficiais que tenham recebido descargas de efluentes tratados a montante.

De acordo com Hespanhol et al (2007) Os usos não potáveis envolvem riscos menores e devem ser considerados como a primeira opção de reuso na área urbana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A captação de água da chuva é uma prática muito difundida em países como a Austrália e a Alemanha, onde novos sistemas vêm sendo desenvolvidos, permitindo a captação de água de boa qualidade de maneira simples e bastante efetiva em termos de custo benefício. A utilização de água de chuva traz várias vantagens (AQUASTOCK, 2005):

- Redução do consumo de água da rede pública e do custo de fornecimento da mesma,
- Evita a utilização de água potável onde esta não é necessária, como por exemplo, na descarga de vasos sanitários, irrigação de jardins, lavagem de pisos, etc.;
- Os investimentos de tempo, atenção e dinheiro são mínimos para adotar a captação de água pluvial na grande maioria dos telhados, e o retorno do investimento é sempre positivo;

- Faz sentido ecológica e financeiramente não desperdiçar um recurso natural escasso em toda a cidade, e disponível em abundância no nosso telhado;
- Ajuda a conter as enchentes, represando parte da água que teria de ser drenada para galerias e rios.
- Encoraja a conservação de água, a auto-suficiência e uma postura ativa perante os problemas ambientais da cidade.

O contato humano com água de reuso pode ocorrer de diversas maneiras (BLUM, 2007):

- Contato por ingestão direta de água;
- Contato por ingestão de alimentos crus e verduras irrigadas e consumidas cruas;
- Contato por ingestão de alimentos processados (caso dos vegetais enlatados que foram irrigados com água de reuso);
- Contato pela pele por banhos em lagos contendo água de reuso;
- Contato por inalação de aerossóis formados, por exemplo, em sistemas de irrigação por aspersão ou em aeração superficial de lagoas;
- Contato por meio da visão e do olfato, como no caso das descargas sanitárias.

Segundo Blum et. al (2007) há 05 critérios gerais de qualidade no planejamento de sistemas de reuso:

- O reuso não deve resultar em riscos sanitários à população;
- O reuso não deve causar nenhum tipo de objeção por parte dos usuários;
- O reuso não deve acarretar prejuízos ao meio ambiente;
- A fonte de água que será submetida a tratamento para posterior reusa deve ser quantitativa e qualitativamente segura;
- A qualidade da água deve atender às exigências relativas aos usos a que ela se destina.

Segundo Nardocci et. al (2007) os riscos à saúde humana e ao meio ambiente, associados ao reuso de água, preocupam a sociedade por dois motivos principais: a poluição dos recursos hídricos e as limitações das técnicas de tratamento de água que, apesar dos avanços obtidos nos últimos anos, não removem completamente todas as substâncias indesejadas da água. Assim sendo, é necessário equilibrar as relações risco/benefício e custo/eficácia das tecnologias de tratamento, tendo em vista que quanto mais nobre o uso pretendido, mais alto o custo dos investimentos necessários.

O gerenciamento dos riscos é o conjunto de procedimentos, normas e regras,

tendo como objetivo controlar e minimizar riscos, sendo abrangente de todas as atividades técnicas, legais, decisórias, de escolhas sociais, políticas e culturais que se encontrem associadas, diretamente ou indiretamente, com as questões de risco em nossa sociedade (NARDOCCI, 2007).

Para o Reuso da água é necessário observar a resolução do CONAMA n° 357/2005 em que o uso é dividido em classes com seus respectivos usos permitido. No estudo em questão os usos permitidos melhor se enquadram na Classe 2, conforme pode ser observado no Tabela 1.

Tabela 1: Classificação das águas doces segundo seus usos preponderantes – Resolução CONAMA n° 357 de 17 de março de 2005.

CLASSE	USOS PERMITIDOS
Especial	- ao abastecimento para consumo humano, com desinfecção; - à preservação do equilíbrio natural das comunidades aquáticas; - à preservação dos ambientes aquáticos em unidades de conservação de proteção integral.
1	- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento simplificado; - à proteção das comunidades aquáticas; - à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; - à irrigação de hortaliças que são consumidas cruas e de frutas que se desenvolvam rentes ao solo e que sejam ingeridas cruas sem remoção de película; - à proteção das comunidades aquáticas em Terras Indígenas.
2	- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; - à proteção das comunidades aquáticas; - à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho, conforme Resolução CONAMA no 274, de 2000; - à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e laser, com os quais o público possa vir a ter contato direto; - à aquicultura e à atividade de pesca.
3	- ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional ou avançado; - à irrigação de culturas arbóreas, cerealíferas e forrageiras; - à pesca amadora; - à recreação de contato secundário; - à dessedentação de animais.
4	- à navegação; - à harmonia paisagística.

Fonte: Adaptado Resolução CONAMA n°357/2005

CONCLUSÃO

Com a implementação de sistemas para captação e reaproveitamento de águas pluviais em coberturas é possível dar uma destinação mais adequada a água que iria se tornar esgoto. O reuso é uma técnica utilizada há muito tempo principalmente em regiões que vivem problemas de escassez de água. O Brasil, apesar de ser um dos países com maior disponibilidade de água, também enfrenta problemas em algumas regiões com baixo índice pluviométrico e/ou água de má qualidade. Sendo assim, portanto, totalmente viável que o uso de água de boa qualidade seja totalmente destinado a fins mais nobres.

REFERÊNCIAS

AQUASTOCK – **Água da Chuva. Sistema de Reaproveitamento da Água da Chuva**. Disponível em: <http://www.engeplasonline.com.br> Acesso em: 21/05/2008.

BLUM, J. R. C. Critérios e padrões de qualidade da água. NARDOCCI, A. C; FINK, D. R; GRULL, D; SANTOS, G. J; PADULA, H.F; BLUM, J. R. C; EIGER, S; PAGANINI, W.S; HESPANHOL, I; PHILIPPI, A. J; BREGA, D. F; MANCUSO. P. C. S. **Reúso de Água**. São Paulo. Ed. Manole: 2007. P. 125-173.

Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo - SABESP . Disponível em:<www.sabesp.com.br> Acesso 10/10/2008.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> Acesso em 10/10/2008.

HESPANHOL, I. Potencial de reúso de água no Brasil: agricultura, indústria, município e recarga de aquiferos. NARDOCCI, A. C; FINK, D. R; GRULL, D; SANTOS, G. J; PADULA, H.F; BLUM, J. R. C; EIGER, S; PAGANINI, W.S; HESPANHOL, I; PHILIPPI, A. J; BREGA, D. F; MANCUSO. P. C. S. **Reúso de Água**. São Paulo. Ed. Manole: 2007. P. 37-95.

MANCUSO. P. C. S. Tecnologia de reúso de água. NARDOCCI, A. C; FINK, D. R; GRULL, D; SANTOS, G. J; PADULA, H.F; BLUM, J. R. C; EIGER, S; PAGANINI, W.S;

NARDOCCI, A. C. Avaliação de riscos em reuso de água. FINK, D. R; GRULL, D; SANTOS, G. J; PADULA, H.F; BLUM, J. R. C; EIGER, S; PAGANINI, W.S; HESPANHOL, I; PHILIPPI, A. J; BREGA, D. F; MANCUSO. P. C. S. **Reúso de Água**. São Paulo. Ed. Manole: 2007. P.403-430.

CONDIÇÕES DE SAÚDE AMBIENTAL NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO BELÉM[1]

Alessandro Bertolino
Engenheiro Ambiental PUCPR 2009. Especialista em Emergências Ambientais. Professor do Curso de Engenharia Ambiental – PUCPR. (ale.bertolino@hotmail.com)

Marina Carvalho Gaban
Graduando em Engenharia Ambiental PUCPR. Bolsista PIBITI financiada pela PUCPR. (yna_gaban@hotmail.com)

Liz Ehlke Cidreira
Graduando em Engenharia Ambiental PUCPR. Pesquisadora pelo projeto "Revitalização do rio Belém". (liz_ehlke@hotmail.com)

Carlos Mello Garcias
Engenheiro Civil UFPR 1975. Doutor em Engenharia Civil USP 1992. Professor Titular do Curso de Engenharia Ambiental e do Programa de Pós-Graduação, Doutorado e Mestrado em Gestão Urbana da Pontifícia Universidade Católica do Paraná – PUCPR. Coordenador do Projeto "Revitalização do rio Belém" apoiado pela FIUC. (carlos.garcias@pucpr.br).

Resumo

Vivemos um período de contínuo crescimento urbano, em que mais de 80% da população reside nas cidades. Com a urbanização desenfreada os problemas relacionados à saúde da população aumentaram. Falta de saneamento básico, moradia inadequada e problemas na coleta e disposição final dos resíduos sólidos urbanos acarretam na degradação desses ambientes prejudicando a salubridade do meio e colocando em risco a saúde da população. A maior parcela da sociedade que sofre com esses impactos, são as mais carentes por estarem em contato direto ou indireto com o problema. O rio Belém,

[1]Este artigo trata-se de uma pesquisa proveniente de uma bolsa PIBITI (Programa Institucional de Bolsas de Iniciação em Desenvolvimento Tecnológico e Inovação) em desenvolvimento com o título "Avaliação das condições de saúde ambiental em bacias hidrográficas urbanas poluídas. Estudo de caso: rio Belém – Curitiba – PR" orientada pelo professor Dr. Carlos Mello Garcias, com apoio financeiro. Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR) e da Federación Internacional de Universidades Católicas (FIUC).

alvo desse estudo, está localizado em Curitiba – PR e devido as suas condições precárias, apresenta um risco a população por meio de transmissão e veiculações de doenças. Selecionaram-se dois locais, com características diferentes, dentro da área de estudo. O primeiro atualmente conhecido por Vila Torres, antigamente uma favela chamada "Vila Pinto", apresenta graves problemas relacionados ao saneamento. Enquanto o segundo, bairro São Lourenço, possui mais áreas verdes, melhores condições sanitárias e predomínio de população classe média-alta. Este artigo tem como objetivo destacar temas relevantes em saúde ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Belém, ressaltando a importância da participação da população no processo contínuo de melhora no ambiente em que vivem.

Palavras-chave: Saneamento, população, urbanização.

INTRODUÇÃO

A água sempre foi compreendida como um recurso essencial para a vida e desenvolvimento, motivos pelos quais os seres humanos sempre procuraram se estabelecer as margens dos mananciais. Durante a antiguidade, grandes civilizações prosperaram e expandiram nas proximidades do rio Nilo e precisavam dele para sua sobrevivência. Apesar de sua suma importância para a vida humana, quando a água se encontra contaminada e com baixa qualidade pode debilitar a saúde das pessoas, desenvolver condições às doenças por vários mecanismos e aumentar a mortalidade (BRANCO; AZEVEDO E TUNDISI, 2006). Com a revolução industrial e o rápido crescimento das cidades, a população que vive nos grandes centros são as que mais sofrem.

Neste contexto surge a saúde ambiental, que segundo Gouveia (1999) refere-se aos "agravos a saúde devidos a fatores físicos, químicos e biológicos mais diretamente relacionados com a poluição, o que contribui um caráter eminentemente ecológico ao processo saúde-doença". Resumindo, são as alterações no meio ambiente que direta ou indiretamente podem afetar a saúde da população.

A problemática dos rios urbanos fica cada vez mais evidente pelo fato de ocorrer negligências nos mesmos, os quais se encontram poluídos, contaminados, sem proteção adequada e com cargas orgânicas elevadas.

Um dos grandes problemas da relação entre rios e cidades é a de como resolver a questão do uso e ocupação irregular da faixa marginal dos rios e garantir a qualidade ambiental dos mesmos. Sobre essa relação, Almeida e Carvalho (2007, p.2) afirmam que os rios urbanos,

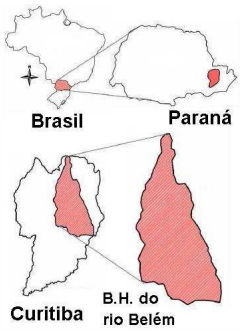
> "são aqueles que, dialeticamente, modificam e são modificados na sua inter-relação com as cidades. E a partir dessa interação, surge algo que é, ao mesmo tempo, natural e cultural, orgânico e artificial, sujeito e objeto, algo híbrido por que não é mais natural, mas também não se transformou ao ponto de deixar de carregar em si a Natureza."

No âmbito das cidades, os cursos d'água possuem várias maneiras de representação e potencialidades, mas também de vulnerabilidades, ameaças e riscos para a população. (ALMEIDA; CARVALHO, 2007). O objetivo principal deste trabalho é destacar temas relevantes em saúde ambiental na Bacia Hidrográfica do Rio Belém, ressaltando a importância da participação da população no processo contínuo de melhora no ambiente em que vivem.

MATERIAIS E MÉTODOS

A Bacia Hidrográfica do rio Belém, está localizada inteiramente na cidade de Curitiba, Paraná. Possuí 87 km², representando 20% da área da capital. A extensão da bacia é de 21 km, da nascente no Bairro Cachoeira até a foz no rio Iguaçu, localizado no bairro Boqueirão (FENDRICH, 1997). Atravessa os principais pontos turísticos do município e áreas com grande adensamento populacional e percorre, no total, 45 bairros. Na Figura 1, observa-se a macrolocalização da bacia em questão.

Figura 1 – Macrolocalização da Bacia Hidrográfica do rio Belém



Fonte: Adaptado GARCIAS, C. M.; SOTTORIVA, E. M. 2010.

Devido à grande extensão da bacia foram selecionados dois locais dentro da área de estudo. O primeiro, conhecido por Vila Torres, está localizado atrás do campus centra da Pontifícia Universidade Católica do Paraná (PUCPR). Considerada uma invasão, apresenta graves problemas relacionados ao saneamento. O bairro São Lourenço, segundo local escolhido, foi selecionado com o auxílio do software ArcGIS, pela procura de uma região com maior poder aquisitivo e com maior extensão de áreas verdes.

A seleção desses dois locais tem como finalidade a comparação das questões de saúde ambiental em áreas com características diferentes. A preferência foi por locais em estivessem incluídos no mínimo um posto de saúde, com o objetivo de inserir dados referentes à mortalidade por doenças que podem estar relacionadas com a falta de saneamento, sendo possível o seu mapeamento.

Segundo Polignano (2012) "A sociedade que polui, adoece, e degrada, será a única capaz de trabalhar pelo meio ambiente, saúde, e qualidade de vida." Em vista disso e do papel da universidade em informar, mobilizar e conscientizar a população, compreende-se a importância da sociedade no processo continuo de melhora do meio ambiente, no caso, da bacia Hidrográfica do rio Belém.

A elaboração de uma cartilha, aplicada na Vila Torres, é o instrumento que será utilizado para conscientizar a importância das questões de saúde-saneamento no cotidiano dessas pessoas. A figura 2 já foi elaborada pensando nesse propósito de mobilização social.

Figura 2 – Ilustração sobre saúde ambiental e poluição



Fonte: Doada por Eduardo Biss, 2012.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Bacia Hidrográfica do rio Belém, apresenta graves problemas relacionados com a falta de saneamento, moradias inadequadas, coleta e disposição de lixo. A somatória de todos esses elementos apresenta um grave risco à saúde da população. A figura 3 e figura 4 representam as condições em que o rio se encontra na Vila Torres.

Figura 3 – Condições do rio Belém na Vila Torres



Fonte: GABAN, M. C. 2011.

Figura 4 – Condições do rio Belém na Vila Torres



Fonte: GABAN, M. C. 2011.

Segundo o caderno de informações em saúde do Paraná (2010), em Curitiba as doenças infecciosas e parasitárias são responsáveis, em média, por 3,6% das internações. No entanto as crianças na faixa de 1-4 anos são as mais afetadas, com média de 7,2% dos casos de atendimento hospitalar, como observa-se na Tabela 1.

Tabela 1 – Distribuição Percentual das Internações por Grupos de Causa e Faixa Etária (2009)

Capítulo CID	Menor 1	1 a 4	5 a 9	10 a 14	15 a 19	20 a 49	50 a 64	65 e mais	60 e mais	Total
I. Algumas doenças infecciosas e parasitárias	3,8	7,2	4,5	3,9	1,8	3,1	4,2	4,6	4,5	3,6
II. Neoplasias (tumores)	0,7	2,7	2,5	3,5	2,2	4,4	10,7	9,7	10,2	5,5
III. Doenças sangue órgãos hemat e transt imunitár	0,2	0,9	0,6	0,8	0,5	0,3	0,5	0,9	0,7	0,4
IV. Doenças endócrinas nutricionais e metabólicas	0,5	0,3	0,4	1,0	0,4	1,3	1,6	1,4	1,4	1,2
V. Transtornos mentais e comportamentais	-	-	-	-	3,3	**15,3**	5,6	0,6	1,1	9,2
VI. Doenças do sistema nervoso	1,9	3,1	2,7	2,7	1,1	1,2	1,3	0,7	0,8	1,4
VII. Doenças do olho e anexos	0,3	0,4	0,9	0,8	0,2	0,8	3,0	4,0	3,9	1,4
VIII.Doenças do ouvido e da apófise mastóide	0,1	2,6	2,2	1,6	0,3	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3
IX. Doenças do aparelho circulatório	1,0	0,6	1,0	1,9	0,8	6,9	**25,3**	**25,7**	**26,3**	10,5
X. Doenças do aparelho respiratório	**20,7**	**33,9**	**35,0**	**18,6**	6,2	4,3	6,3	11,6	10,3	8,8
XI. Doenças do aparelho digestivo	5,1	7,7	7,4	9,5	4,6	7,1	10,6	7,5	8,1	7,5
XII. Doenças da pele e do tecido subcutâneo	3,6	5,9	6,5	7,5	2,6	2,0	2,1	1,2	1,4	2,5
XIII.Doenças sist osteomuscular e tec conjuntivo	0,3	1,1	1,6	4,4	1,9	2,3	3,0	1,8	2,0	2,2
XIV. Doenças do aparelho geniturinário	1,9	14,5	8,0	5,5	3,9	4,3	4,7	4,5	4,6	4,8
XV. Gravidez parto e puerpério	0,0	-	-	4,6	**48,3**	**21,5**	0,0	-	-	14,7
XVI. Algumas afec originadas no período perinatal	**46,7**	0,1	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,1	0,0	2,1
XVII.Malf cong deformid e anomalias cromossômicas	5,1	5,2	5,8	5,4	1,5	0,7	0,3	0,1	0,2	1,3
XVIII.Sint sinais e achad anorm ex clín e laborat	2,0	2,1	2,1	3,3	2,1	3,3	5,7	9,4	8,6	4,1
XIX. Lesões enven e alg out conseq causas externas	1,9	7,9	13,1	**16,2**	12,9	11,7	8,9	8,6	8,5	10,6
XX. Causas externas de morbidade e mortalidade	-	-	-	-	-	0,0	-	0,0	0,0	0,0
XXI. Contatos com serviços de saúde	4,3	3,8	5,7	8,9	5,4	9,5	6,3	7,6	7,3	7,9
CID 10ª Revisão não disponível ou não preenchido	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Fonte: SIH/SUS. Situação da base de dados nacional em 03/05/2010.

Fonte: Caderno de Informação em Saúde, 2010.

Os índices de mortalidade não são muito diferentes como pode ser observado na tabela 2. As crianças continuam sendo o grupo mais afetado.

Tabela 2 – Mortalidade Proporcional (%) por Faixa Etária Segundo Grupo de Causas (2008)

Grupo de Causas	Menor 1	1 a 4	5 a 9	10 a 14	15 a 19	20 a 49	50 a 64	65 e mais	60 e mais	Total
I. Algumas doenças infecciosas e parasitárias	0,4	11,8	-	4,8	1,3	7,4	4,4	1,6	1,8	3,3
II. Neoplasias (tumores)	-	17,6	25,0	9,5	4,3	13,1	30,2	22,1	23,2	21,0
IX. Doenças do aparelho circulatório	1,6	-	-	4,8	1,7	12,9	32,0	38,8	38,2	30,2
X. Doenças do aparelho respiratório	4,0	5,9	2,8	-	0,9	1,8	4,9	14,4	13,5	9,3
XVI. Algumas afec originadas no período perinatal	58,7	2,9	-	-	-	-	-	-	-	1,4
XX. Causas externas de morbidade e mortalidade	3,6	17,6	38,9	59,5	84,1	47,4	7,9	3,9	4,0	15,4
Demais causas definidas	31,6	44,1	33,3	21,4	7,7	17,3	20,7	19,2	19,3	19,3
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

Fonte: SIM. Situação da base de dados nacional em 14/12/2009.
Nota: Dados de 2008 são preliminares.

Fonte: Caderno de Informação em Saúde, 2010.

As questões de salubridade estão profundamente ligadas à veiculação hídrica e são divididas em quatro categorias:

a) Transmissão hídrica: quando o patógeno se encontra na água ingerida;
b) Transmissão relacionada com a higiene: a interrupção do problema se encontra na prática de higiene doméstica e pessoal;
c) Transmissão baseada na água: quando o patógeno tem alguma fase do seu ciclo de vida em animais que vivem na água;
d) Transmissão através de um inseto vetor: aquela cujos insetos transmissores dependem da água para reprodução ou suas picaduras ocorrem em locais próximos a ela.

As principais doenças relacionadas à falta de saneamento são: amebíase, ancilostomíase, cólera, dengue, diarréia, disenterias, esquistossomose, giardíase, infecções na pele e nos olhos, leptospirose, poliomielite e teníases.

Sobre tal relação, a Companhia de Saneamento do Paraná (Sanepar) afirma que:

> "doenças são transmitidas pelo contato ou ingestão de água contaminada, contato da pele com o solo e lixo contaminados. A presença de esgoto, água parada, resíduos sólidos, rios poluídos e outros problemas também contribuem para o aparecimento de insetos e parasitas que podem transmitir doenças."

Um dos grandes problemas dos centros urbanos é a proliferação de ratos. Segundo Kenski (2002) são aproximadamente "55 tipos de enfermidades transmitidas por esse roedor, afirmando ser o pior inimigo do homem". Se colocarmos um casal de ratos para acasalar em janeiro, no final de um ano teremos 180 mil ratos. No período de 10 anos o total será de aproximadamente 48 trilhões de espécimes. No ano de 2006, Curitiba teve 40 pedidos por dia para desratização (VICENTE, 2006).

CONCLUSÃO

O ambiente urbano apresenta melhores condições de vida devido ao maior acesso as questões de infraestruturas como transporte, saneamento e saúde. Porém, esse mesmo meio quando cresce de maneira desordenada pode apresentar alguns problemas, como a ocupação irregular as margens dos rios e falhas na distribuição de saneamento. Nesse ambiente antrópico uma série de motivos acarreta no adoecimento de pessoas diariamente. A respeito de todas essas questões, destacam-se:

a) Um ambiente insalubre é um possível causador de doenças;
b) Os resíduos sólidos quando depositados de maneira incorreta se tornam habitats para vetores transmissores de enfermidades, como ratos e baratas;

Com base nos registros verificados durante a pesquisa, sugere-se a continuidade do estudo para que se aprofundem tais conceitos destacados na bacia hidrográfica do rio Belém, principalmente nos locais de estudo escolhidos.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, Lutiane Queiroz de ; CARVALHO, Pompeu Figueiredo de. **A navegação dos rios urbanos.**2007. Disponível em: <http://egal2009.easyplanners.info/area07/7006_Almeida_Lutiane_Queiroz_de.pdf> Acesso em: 20 de março de 2012.

BRANCO, Samuel Murgel; AZEVEDO, Sandra M. F.O.; TUNDISI, José Galizia. **Águas Doces no Brasil:** Capital ecológico, uso e conservação. São Paulo: Escrituras, 2006. cap 8, p.241-267.

CADERNO DE INFORMAÇÕES DE SAÚDE DO PARANÁ, 2010. Disponível em: <http://tabnet.datasus.gov.br/tabdata/cadernos/pr.htm>. Acesso em: 4 de fevereiro de 2013.

FENDRICH, R. **Bacia Hidrográfica Urbana do Rio Belém.** INTEC/PUCPR 1997.

GARCIAS, C. M.; SOTTORIVA, E. M. **Poluição Difusa Urbana Decorrente do Desgaste de Freios Automotivos: estudo de caso na Sub-bacia1 do rio Belém em Curitiba – PR.** 2010. Disponível em:<http://online.unisc.br/seer/index.php/redes/article/viewFile/1093/1241>. Acesso em: 20 de março 2012.

GOUVEIA, Nelson. **Saúde e meio ambiente nas cidades**: **os desafios da saúde ambiental**. Revista Saúde e sociedade [online]. 1999, vol.8, n.1, pp. 49-61. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/sausoc/v8n1/05.pdf> Acesso em: 20 de março de 2012.

KENSKI, Rafael. **Rato: o pior amigo do homem**. Revista Super Interessante [online]. junho 2002, n. 177. Disponível em: <http://super.abril.com.br/mundo-animal/rato-pior-amigo-homem-443065.shtml> Acesso em: 4 de fevereiro de 2013.

POLIGNANO, Marcos Vinicius et al. **Abordagem ecossistêmica da saúde.** Belo Horizonte: Instituto Guaicuy, 2012. 200 p.

SANEPAR. **Doenças relacionadas com a falta de saneamento.** Disponível em: <http://educando.sanepar.com.br/ensino_medio/doen%C3%A7-relacionadas-com-falta-de-saneamento>. Acesso em: 4 de fevereiro de 2013.

VICENTE, Marcos Xavier. **Especialistas listam cuidados para evitar proliferação de transmissor da leptospirose.** Jornal Gazeta do Povo, 02/12/2006. Disponível em:<http://www.gazetadopovo.com.br/vidaecidadania/conteudo.phtml?id=618430&tit=Problemas-com-ratos-geram-40-reclamacoes-por-dia-em-Curitiba> Acesso em: 04 de fevereiro de 2013.

QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NAS REGIÕES DA GRANDE NATAL/RN

[1]Carmem Sara Pinheiro de Oliveira; [2]Rodrigo Freitas Machado Barbosa; [3]Lara Machado Alves.

[1]Aluna do Curso de Graduação em Ciências Biológicas; [2]Aluno do Curso de Graduação em Engenharia Ambiental; [3]Aluna do Curso de Graduação em Ecologia. [1,3]Centro de Biociências da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Av. Senador Salgado Filho, Lagoa Nova, 59072-970, Natal/RN. [2]Universidade Potiguar. Av. Nascimento de Castro, 1597, Dix-Sept Rosado, 590154-180, Natal/RN. [1,3]Bolsistas do Programa Água Azul; [2]Estagiário da Escola de Governo. [1,2,3]Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte, Rua do Calcário, 1989, Lagoa Nova, 59076-240, Natal/RN.

sarinhac.s@hotmail.com, digobarbosa_@hotmail.com, larayasha@yahoo.com.br.

Resumo

A água é um recurso natural de extrema importância para a manutenção da vida na Terra. Mesmo assim, com os crescimentos das cidades, a contaminação das águas (principalmente as subterrâneas) vem causando bastante preocupação devido à contaminação destas por substâncias químicas e biológicas nocivas que possam causar doenças. Este presente trabalho tem como finalidade mostrar o nível de Nitrato e Coliformes Total e Termotolerantes nas águas subterrâneas da região da Grande Natal. Após os estudos, foi concluído que o nível de Nitrato encontra-se elevado na metade das amostras coletadas, enquanto os coliformes estão com os níveis extremamente elevados em quase todas as amostras. Estes níveis proporcionam uma maior tendência a proliferação de doenças infecto-contagiosas, causa preocupações à população. Para mitigar este problema, se é necessário uma melhora na gestão do saneamento básico da Grande Natal.

Palavras-chave: Monitoramento, Poços e Qualidade.

Introdução

Considerado um recurso natural de extrema importância, a água desempenha diversas funções ao longo do seu ciclo hidrológico. Além da demanda biológica para a manutenção dos ecossistemas e dos organismos vivos, a água é utilizada para diversos fins nas atividades humanas. Através do ciclo hidrogeológico, a água continua se renovando desde a época do surgimento da vida na Terra, no qual uma grande parte deste recurso ainda não é acessível ao ser humano. Apenas 1% de toda a água doce pode ser usada para o consumo dos seres humanos ressaltando que, desse total, 29,9% está armazenado em fontes subterrâneas.

Praticamente todos os países do mundo - desenvolvidos ou não - utilizam água subterrânea para suprir suas necessidades, seja no atendimento total ou suplementar do abastecimento público, seja em outras atividades como irrigação, produção de energia, indústria, etc., (INSA, 2011).

Com o crescimento da demanda do uso da água começam a surgir conflitos entre os usuários, e a água passa a ser escassa e precisa ser gerida como um bem econômico ao qual deve ser atribuído o valor adequado. A escassez, por sua vez, está associada a uma situação em que a disponibilidade hídrica é insuficiente para atender às demandas e manter as condições ambientais mínimas necessárias para o desenvolvimento sustentável. A caracterização do risco de ocorrência da escassez hídrica requer um conhecimento apropriado, tanto da disponibilidade como das demandas. A escassez também pode decorrer de aspectos qualitativos quando a poluição afeta de tal forma a qualidade que os padrões excedem os admissíveis para determinados usos. (INSA, 2011).

A região metropolitana de Natal possui uma área de 170,30 m² que comporta uma população de 803.739 habitantes (IBGE, 2010). O clima da região é tropical chuvoso com verão seco com meses chuvosos de Fevereiro a Setembro. Sua pluviometria é em média 1.583 mm/ano (IDEMA, 2007). Quanto a sua hidrogeologia, Natal tem uma formação do Aquífero Barreiras que é composto por arenitos finos e grosseiros. Este aquífero encontra-se confinado, semi-confinado e livre em algumas áreas. Os poços

construídos mostram capacidades máximas de vazão, variando entre 5 e 100m³/h, com águas de excelente qualidade química, com baixos teores de sódio, podendo ser utilizada praticamente para todos os fins. (IDEMA, 2007). O município encontra-se com 31,19% do seu território inserido na Bacia Hidrográfica do rio Potengi, 15,30% na Bacia Hidrográfica do Rio Pirangi, 23,43% na Bacia Hidrográfica do rio Doce 30,08% na Faixa Litorânea Leste de Escoamento Difuso. (IDEMA, 2007).

A região da Grande Natal não dispõe de grandes cursos d'água devido as suas condições climáticas (clima tropical quente com verão seco) características fisiográficas, feições geomorfológicas e características litológicas. No entanto, essa região é privilegiada em termos de disponibilidade hídrica subterrânea, cujas águas são de excelente qualidade e encontradas em forma de aquíferos livre, confinado e semiconfinado. (BORGES, 2002.)

Segundo Nunes (1996), o aqüífero livre ocorre em regiões com relevos ondulados, formados por depósitos arenosos superficiais inconsolidados, composto de areias finas a médias. Caracteriza-se como aqüífero livre em função de sua litologia e estratigrafia que apresenta uma boa capacidade de infiltração, armazenamento e circulação de água. Nunes (1996) ainda afirma que, embora a qualidade da água natural do aqüífero livre seja considerada excelente por possuir condições físico-químicas adequadas, é desaconselhável o consumo humano devido à susceptibilidade desse aqüífero à contaminação de suas águas. Esta contaminação ocorre principalmente por efluentes sanitários (sistemas individuais de fossas sépticas/sumidouros) e lagoas de captação de águas pluviais. Com uma recarga de esgotos domésticos, dentre outros efluentes *in natura* ligados clandestinamente às galerias destinadas à coleta exclusiva de águas pluviais, as águas subterrâneas podem ser contaminadas por causa da sub-superficialidade do lençol freático e suas características geológicas e pedológicas, podendo originar ambientes de proliferação de microorganismos patogênicos, gerando assim riscos à população de contrair doenças através, sobretudo, da veiculação hídrica.

Este presente trabalho objetivou analisar o parâmetro físico-químico (Nitrato) e microbiológico (Coliformes Totais e Termotolerantes) que são potenciais fatores de contaminação das águas subterrâneas. Estes quando submetidos a análises, se

encontrados em níveis altos nos poços, são extremamente prejudiciais ao consumo humano.

MATERIAL E MÉTODOS

Para este presente trabalho foram realizadas coletas no ano de 2012 de águas subterrâneas em diferentes regiões do município e nas regiões da grande Natal no estado do Rio Grande do Norte, pelos técnicos do Instituto de Gestão das Águas do Rio Grande do Norte (IGARN) e da Companhia de Águas e Esgoto do Rio Grande do Norte (CAERN). Onde foram retiradas amostras de 14 pontos aleatórios distribuídos em 4 bacias.

Estas coletas foram realizadas nos seguintes pontos em suas respectivas bacias: CAERN P-01 Felipe Camarão, Iate Clube de Natal, Hospital Santa Catarina e Prefeitura do Natal, localizados na Bacia Potengi; CAERN P-3 Nova Descoberta, Colégio Nossa Senhora das Neves, IFRN e San Vale, localizados na Bacia Difusa Leste; CAERN P-33 Pajuçara, CAERN P-7 Lagoa Azul, Guararapes e Posto Nossa Senhora Santana, localizados na Bacia Rio Doce; CAERN ETA do Jiqui e CAERN P-10 Parnamirim, localizados na Bacia Pirangi.

Para o recolhimento dessas amostras, foi utilizado o bombeamento por um período mínimo de 15 minutos para que fossem obtidos dados representativos da água subterrânea, minimizando a coleta de águas paradas no interior da captação. O procedimento adotado na campanha de amostragem consistiu na coleta dos seguintes volumes: 2,0L de água em recipiente plástico de polietileno, sendo lavados com a água a ser coletada por três vezes antes da coleta final, e 200 mL de água em frasco de polipropileno esterilizado.

Após o recolhimento das águas dos poços, as mesmas foram encaminhadas para a Central Analítica NUPRAR (Núcleo de Processamento Primário e Reuso de Água Produzida e Resíduos), onde as amostras foram lidas e tiveram posteriormente os dados analisados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Podemos citar como um dos principais fatores de contaminação das águas subterrâneas a falta de saneamento básico nas regiões da Grande Natal. Além disso, deve haver uma manutenção adequada na rede coletora, porque caso contrário, a não higienização do mesmo pode acarretar a contaminação deste por microorganismos presentes no solo.

Tomando por base os padrões de qualidade das águas que utilizamos, segue abaixo os índices do nitrato (NO_3), dos coliformes totais e termotolerantes encontrados nas águas subterrâneas da grande Natal.

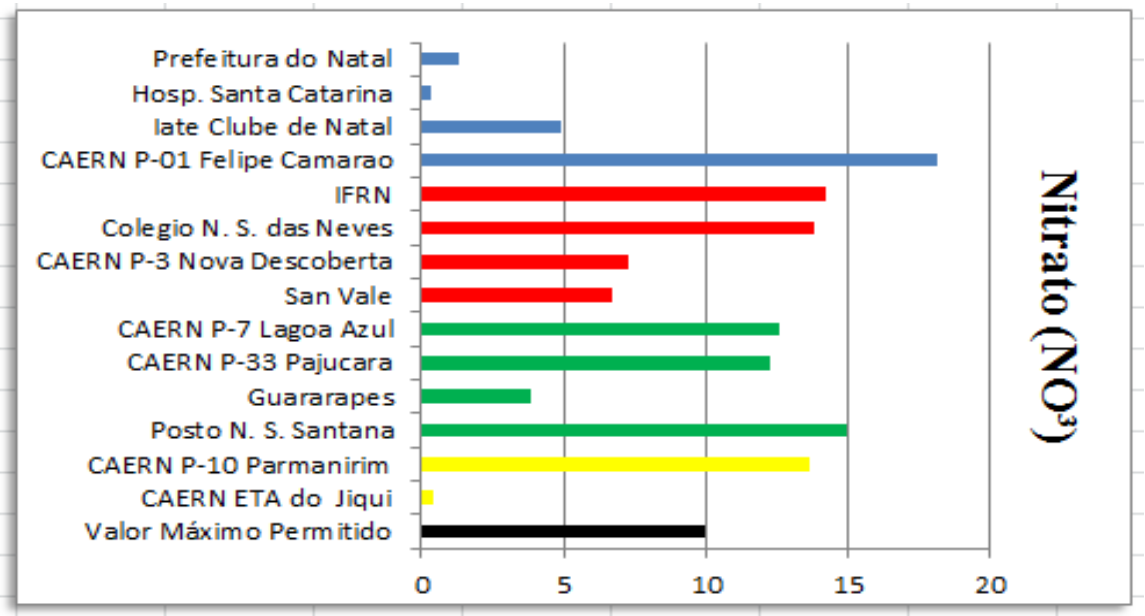


Figura 1: Este gráfico repersenta o nível de nitrato nos poços da grande Natal no estado do RN, onde as barras em azul simbolizam a bacia do Potengi; as barras em vermelho pertencem a bacia da Difusa Leste, já as barras em verde representam a bacia do Rio Doce e as barras em amarelo são a bacia do Pirangi. A barra em preto representa o valor máximo permitido, onde valores abaixo dela são considerados aceitáveis.

O aquífero de Natal não tem uma proteção argilosa que costuma separar o lençol freático do aquífero confinado. Sendo assim, o que se despeja no subsolo se infiltra pelo aquífero e atinge as camadas mais profundas de onde se retira água para consumo humano.

Alguns pontos mostrados na figura 1 apresentam uma boa qualidade da água, tais como, Prefeitura do Natal, Hospital Santa Catarina, Iate Clube de Natal, Nova Descoberta, San

Vale, Guararapes e Estação de Tratamento de Águas do Jiqui; contudo para esta água ser considerada potável a concentração do Nitrato, expresso em mg/L N, deve ser inferior a 10mg por litro. É possível perceber que a maioria dos pontos estão em uma faixa considerada ruim para o abastecimento da população. Dessa forma, a conclusão das adutoras e a implantação integral do sistema de esgotamento sanitário são as possíveis soluções para o problema do Nitrato elevado, que possivelmente pode ocasionar doenças no ser humano.

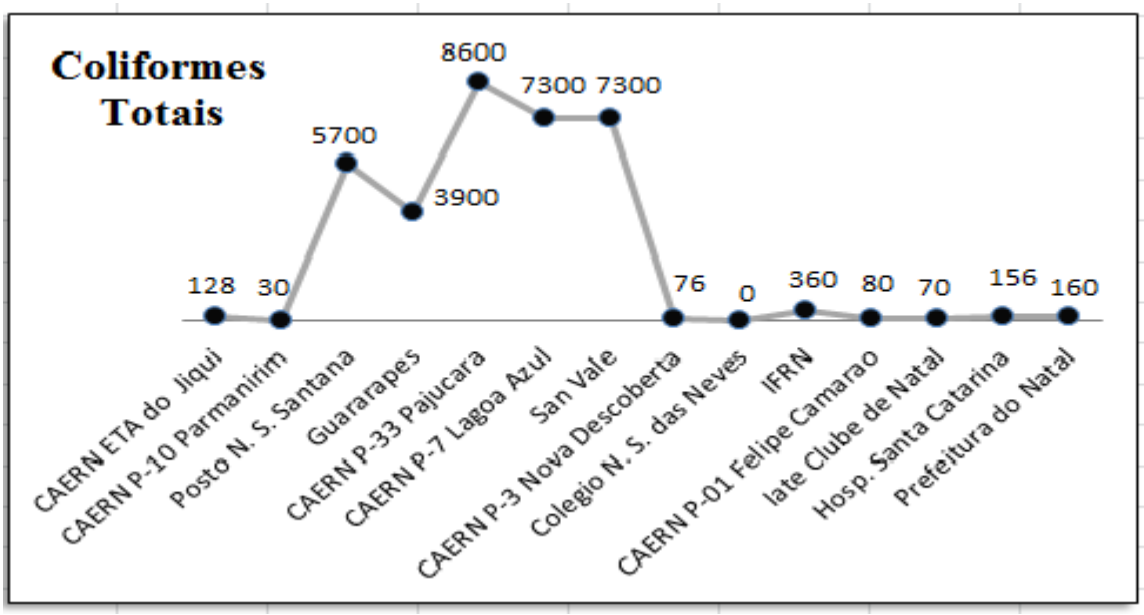


Figura 2: Este gráfico repersenta o nível de coliformes totais nos poços da grande Natal no estado do RN, onde em alguns pontos pode-se preceber um alto valor de contaminação.

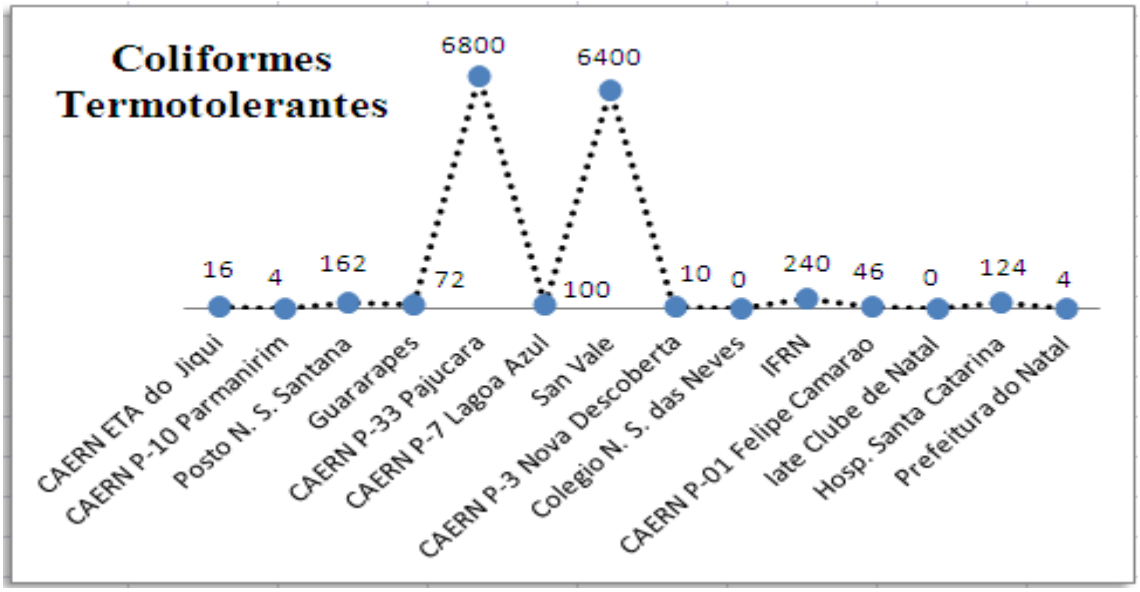


Figura 3: Este gráfico repersenta o nível de coliformes termotolerantes nos poços da grande Natal no estado do RN, onde em poucos pontos pode-se preceber um alto valor de contaminação.

Essas bactérias são prevalentes em esgotos e no solo, onde sua concentração está relacionada com o grau de poluição da água, no qual coliformes se encontram em pequenas quantidades. Contudo o nível elevado de coliformes termotolerantes pode desencadear agentes de doenças infecto-contagiosas que não dependem de contato direto para sua disseminação, podendo ser veiculados pela mesma. É de extrema importância que se obtenha um controle adequado das águas dos poços para que se possa obter uma qualidade boa da água de consumo.

O consumo consciente é um dos caminhos para buscar a solução deste problema. Entretanto a gestão das águas subterrâneas é uma questão complexa e envolve uma boa gestão técnica e conscientização de todos os indivíduos de uma sociedade, no qual a mobilização de fatores econômicos, sociais e políticos podem vir a contribuir para um melhoramento significativo na qualidade dessas águas.

CONCLUSÃO

Após terem sido analisados e discutidos os resultados obtidos das amostras físico-químicas e microbiológicas de águas subterrâneas que abastecem o município da grande Natal, Estado do Rio Grande do Norte, podemos concluir que:

1. Foi observado que em 50% dos pontos coletados, o limite máximo do Nitrato foi ultrapassado.
2. Dentre as amostras foi possível observar que 92,85% dos pontos coletados estavam contaminados por coliformes totais, e que 85,71% estavam contaminados por coliformes termotolerantes o que representa riscos para a população, estes últimos principalmente por serem tolerantes a diferentes níveis de temperatura.
3. Após os estudos foi concluído que o Nitrato provém do uso das fossas sépticas devido ao mal gerenciamento e ocupação do solo, além da má gestão ocupacional e administrativa de algumas áreas.
4. Com relação aos coliformes, a ausência de manutenção das instalações dos poços e a própria microbiota do solo (por não ter uma adequada higienização) são fatores que desencadeiam um maior nível de contaminação.

5. Para finalizar, conclui-se que é necessário uma melhor gestão na parte de saneamento básico da região metropolitana de Natal. Para que isso aconteça, é necessário que haja uma classificação e cadastro de fontes potenciais de contaminação já que geralmente algumas atividades humanas são associadas a tipos específicos de contaminantes.

AGRADECIMENTOS

Como contribuição para este trabalho agradecemos a Deus em primeiro lugar. Deixamos nossos agradecimentos a toda equipe técnica do IGARN, da CAERN e do NUPRAR. Aos nossos familiares também deixamos nosso sincero agradecimento.

REFERÊNCIAS

BORGES, A.N. Implicações ambientais na bacia hidrográfica do rio Pitimbu (RN) decorrentes das diversas formas de uso e ocupação do solo. 2002. (Mestrado em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) - Programa de Pós-graduação em Engenharia Sanitária, Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN).

Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE. **Perfil dos municípios de Natal, Parnamirim e Macaíba.** 2010.

Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte – IDEMA. **Perfil dos municípios de Natal, Parnamirim e Macaíba.** 2008.

Instituto Nacional do Semiárido – INSA. **Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas.** 2011.

NUNES, E. Aspectos morfo-estruturais, fisiográficos e de coberturas de alterações intempéricas da grande Natal (RN), como base para o macrozoneamento Geo ambiental. 1996. Tese (Doutorado em Geociências) – Instituto de Geociências e Ciências Exatas, Universidade Estadual Paulista (UNESP), Rio Claro.

QUALIDADE FINAL DO EFLUENTE DE CURTUME TRATADO COM COAGULANTE NATURAL

Cássio Tamogami[1], Maria Cristina Rizk[2]

[1] Graduando em Engenharia Ambiental pela Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – Faculdade de Ciências e Tecnologia, campus de Presidente Prudente. Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Bolsista FAPESP. Endereço: Rua Roberto Simonsen, n. 305, Presidente Prudente-SP. CEP: 19060-900. Contato: cassio_tamogami@hotmail.com.

[2] Professor Assistente Doutor da Universidade Estadual Paulista "Júlio de Mesquita Filho" – Faculdade de Ciências e Tecnologia, campus de Presidente Prudente. Departamento de Planejamento, Urbanismo e Ambiente. Endereço: Rua Roberto Simonsen, n. 305, Presidente Prudente-SP. CEP: 19060-900. Contato: crisrizk@fct.unesp.br.

Resumo

As indústrias de curtimento de couro estão entre as atividades mais potencialmente poluidoras existentes. O efluente gerado no processo de curtimento do couro é rico em material orgânico, sal, sulfetos, corante, cromo potencialmente tóxico, entre outros poluentes que causam impactos ao solo, água e ar. Sendo assim, este trabalho estudou o tratamento do efluente de curtume pelo método de coagulação/floculação/decantação utilizando o coagulante tanino. Os principais resultados foram obtidos em pH 4,0 sendo a remoção máxima de 72,74% de DQO com a concentração de coagulante de 0,6 $g.L^{-1}$ e de 98,34% e 99,33% de cor aparente e turbidez, , respectivamente, na concentração de coagulante de 1,2 $g.L^{-1}$

Palavras-chave: tratamento, efluentes industriais, coagulação/floculação/sedimentação.

INTRODUÇÃO

A atividade industrial de curtimento de couro tem sido relacionada entre as que têm contribuído com a poluição do meio ambiente, principalmente dos corpos hídricos. Os curtumes consomem grandes quantidades de água nos processos produtivos, empregam produtos tóxicos como sais de cromo e sulfetos e geram altas cargas de demanda bioquímica de oxigênio (DBO_5) e demanda química de oxigênio (DQO). O alto consumo de água é devido a muitos tratamentos da pele que ocorrem em meio aquoso e em regime de bateladas, tornando esta atividade industrial geradora de uma grande quantidade de efluentes líquidos (PASSOS, 2007).

A liberação descontrolada de efluentes de curtume em corpos d'água naturais aumenta a poluição ambiental e os riscos à saúde. As características do efluente de curtume variam amplamente, dependendo da natureza do processo de curtimento, da quantidade de água utilizada, do processo de preservação da pele, da capacidade de processamento de couro, e da ausência de medidas para a minimização de água utilizada (KURT, 2007).

Águas residuais provenientes da produção de couro são conhecidas por serem fortemente carregadas com componentes inorgânicos e orgânicos e a sua purificação é uma tarefa importante a nível mundial. Além do conteúdo de sal geralmente elevado, os principais contaminantes inorgânicos do efluente de curtume são o cromo proveniente do cromo-curtimento, o sulfeto utilizado para a remoção do pêlo na fase de calagem e o amoníaco proveniente da etapa de desencalagem (REEMTSMA, 1997).

Os tratamentos químicos têm demonstrado eficácia na remoção de poluentes. Várias técnicas físico-químicas têm sido estudadas, incluindo coagulação, floculação, ozonização, osmose reversa e troca iônica. A coagulação é o processo mais amplamente usado para remover as substâncias não desejadas, em ampla variedade de tamanhos de partículas (SONG, 2001).

Dennett *et al.* (1996) e Edwards e Amirtharajah (1985) afirmam que a eficiência da coagulação na remoção da matéria orgânica dissolvida presente é dependente da concentração inicial das substâncias húmicas na água, da dosagem do coagulante empregado e do pH ótimo de coagulação. Assim, é de grande importância o estudo dos

parâmetros de coagulação para a determinação das condições ótimas deste tipo de tratamento para o efluente de curtume.

O uso de polímeros naturais como coagulantes vem sendo amplamente estudado por apresentar inúmeras vantagens com relação aos agentes químicos, principalmente quanto à biodegradabilidade, baixa toxicidade e baixo índice de produção de lodo residual (CARVALHO, 2008).

Os taninos são moléculas fenólicas, encontradas nas formas de monômeros, oligômeros ou polímeros, que possuem a capacidade de formar complexos com proteínas e outras macromoléculas e minerais, constituindo um coagulante vegetal efetivo em uma ampla faixa de pH, que elimina o uso de alcalinizantes (como soda ou cal), não acrescenta metais ao processo e proporciona uma redução no volume de lodo a ser descartado. Ainda, devido a sua composição orgânica, pode ser biologicamente degradado ou eliminado termicamente (OZCAR e SENGIL, 2000; OZCAR e SENGIL, 2003; SILVA *et al*., 2004).

Assim, no presente trabalho foi estudado o tratamento do efluente de curtume por coagulação/floculação/decantação utilizando o coagulante natural tanino.

MATERIAL E MÉTODOS

O efluente utilizado neste trabalho foi coletado num curtume e as amostras foram conservadas em galões de 5 litros a temperatura abaixo de 10ºC até o seu uso. O efluente foi coletado imediatamente após a saída do processo produtivo, não tendo passado por nenhum processo prévio de tratamento.

O efluente foi caracterizado antes do início dos experimentos em termos dos seguintes parâmetros: cor aparente (espectrofotômetro HACH® DR3900, comprimento de onda de 455 nm), demanda química de oxigênio (APHA, 1998), pH (HANNA® HI-221), turbidez (HANNA® HI 88703) e série de sólidos (APHA, 1998).

Os ensaios de coagulação/floculação/decantação foram feitos em aparelho *jar-test* simples de seis provas, com regulador de rotação das hastes misturadoras, em temperatura ambiente. Foram fixados os valores dos tempos e gradientes de mistura. Os tempos de mistura rápida e de mistura lenta foram de 1,5 e 15 minutos e os gradientes de mistura rápida e mistura lenta foram de 20 e 120 rpm.

Foi utilizado o coagulante natural (Tanfloc SG®) nas concentrações de 0,6; 1,2; 1,8; 2,4; 3,0 e 3,6 g/L e o tempo de decantação foi de 20 minutos. Os valores de pH testados variaram de 4,0 a 7,0 conforme a faixa ótima de coagulação dada pelo fornecedor do coagulante. Foram utilizadas soluções a 10% (v/v) preparadas em balão volumétrico de 100 mL, onde se adicionou 10 mL de Tanfloc SG®, completando-se o volume com água destilada.

Após os ensaios, coletou-se o sobrenadante, cerca de 25 mL, que foi, por sua vez, analisado em termos de cor aparente, turbidez e DQO. Todos os ensaios foram replicados, e seus resultados foram lidos em duplicata, obtendo-se assim, quatro resultados para cada combinação de pH e dosagem de coagulante.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Tabela 1 apresenta a caracterização do efluente coletado antes do tratamento estudado.

Tabela 1 – Caracterização do Efluente

Parâmetros	Primeira coleta
Cor Aparente	4.420 mg $PtCo.L^{-1}$
Demanda Química de Oxigênio	1.732,5 mg $O_2.L^{-1}$
pH	7,82
Turbidez	547 NTU
Sólidos Suspensos Totais (SST)	1.190 $mg.L^{-1}$
Sólidos Suspensos Fixos (SSF)	1.060 $mg.L^{-1}$
Sólidos Suspensos Voláteis (SSV)	130 $mg.L^{-1}$
Sólidos Dissolvidos Totais (SDT)	3.250 $mg.L^{-1}$
Sólidos Dissolvidos Fixos (SDF)	2.100 $mg.L^{-1}$
Sólidos Dissolvidos Voláteis (SDV)	1.150 $mg.L^{-1}$
Sólidos Totais (ST)	4.440 $mg.L^{-1}$
Sólidos Totais Fixos (STF)	3.160 $mg.L^{-1}$
Sólidos Totais Voláteis (STV)	1.280 $mg.L^{-1}$

O efluente apresentou um valor de DQO de 1.732,5 mg $O_2.L^{-1}$. Nos estudos de Segatto e Monteggia (2000) observaram-se valores de DQO que variaram entre 2.090 e 2.546 mg $O_2.L^{-1}$. A DQO mede a quantidade de matéria orgânica suscetível a ser oxidada, ou seja, é uma medida indireta da quantidade de matéria orgânica no meio. Assim, um alto valor de DQO faz com que haja um grande consumo de oxigênio para decompor a matéria orgânica. Com a escassez de oxigênio pode haver o desenvolvimento de organismos anaeróbicos e a eutrofização do meio.

Para os valores obtidos de sólidos totais, o efluente apresentou 4.440 $mg.L^{-1}$, enquanto que Vieira *et al.* (2003), obteve em seus estudos uma concentração de sólidos totais de 11.000 $mg.L^{-1}$.

Pode-se perceber uma grande quantidade de sólidos dissolvidos na amostra. Assim, considerando que a cor aparente é uma característica física devida à existência de substâncias dissolvidas ou em estado coloidal, pode-se estabelecer uma correlação entre a concentração de sólidos dissolvidos presentes na amostra e a cor aparente obtida. Desta forma, o valor encontrado para cor aparente também foi relativamente alto.

O valor de pH encontrado para a amostra foi de 7,82. Segundo Beal (2004) o pH de efluentes provenientes de curtumes apresentam carater levemente alcalino, devido a atividades de bactérias acetróficas e a elevada concentração de sódio no efluente de curtume.

Posteriormente à caracterização do efluente, foram relizados os ensaios de coagulação/floculação/decantação. Os resultado estão apresentados na Tabela 2.

Nota-se que a taxa de remoção de cor aparente e turbidez foram extremamente elevadas, enquanto que a remoção de DQO, apesar de também ter sido alta, não atingiu taxa de remoção semelhante. No entanto, como observado na caracterização do efluente, os altos valores de cor aparente e turbidez são as características de maior destaque do efluente estudado. Sendo assim, devido à alta remoção destes parâmetros, os resultados dos ensaios foram satisfatórios.

O tratamento proposto apresentou uma taxa de remoção de turbidez do efluente de 99,33%, enquanto que Matsumoto *et al*. (2004) obteve uma remoção que variou de 93,78 a

97,82% com o processo físico-químico combinado de decantador de coluna, floculador de manta de lodo, flotador e sistema híbrido.

Tabela 2 – Resultados finais do tratamento com tanino

	Concentração de coagulante ($g.L^{-1}$)	DQO	Cor	Turbidez
pH 4,0	**0,6**	72,74%	96,55%	98,39%
	1,2	71,36%	98,34%	99,33%
	1,8	66,36%	93,90%	96,41%
pH 5,0	**0,6**	63,48%	67,17%	88,11%
	1,2	72,60%	96,73%	99,08%
	1,8	69,50%	94,06%	97,46%
pH 6,0	**0,6**	39,69%	49,23%	57,31%
	1,2	71,69%	96,62%	97,50%
	1,8	70,32%	97,71%	98,13%
PH 7,0	**0,6**	47,55%	55,26%	44,04%
	1,2	62,75%	96,64%	93,19%
	1,8	63,18%	97,80%	95,06%

A remoção máxima de cor aparente pelo tratamento em questão foi de 98,34%. Esse resultado pode estar amplamente relacionado com a remoção de turbidez e de sólidos da amostra. Borba (2010), no tratamento por foto-Fenton com irradiação, obteve remoções de cor aparente que variaram entre 76,5 e 97,9%.

Quanto à DQO, a remoção obtida foi de 72,74%, sendo bastante significativa para efluentes de curtume, num processo físico-químico.

CONCLUSÃO

De acordo com os ensaios realizados, o processo de coagulação natural apresentou uma alta taxa de remoção dos parâmetros analisados, principalmente no que diz respeito à cor aparente e turbidez. Pôde-se notar ainda que em pH menores, as baixas concentrações

de coagulante apresentaram melhores resultados, sendo que com o aumento do pH, houve também um aumento da concentração ótima de coagulante.

Quanto a DQO, a remoção máxima obtida foi de 72,74% na concentração de 0,6 $g.L^{-1}$ de coagulante em pH 4,0. Já as remoções máximas de cor e turbidez foram de, respectivamente, 98,34% e 99,33%, ambos obtidos em pH 4,0 com a concentração de 1,2 $g.L^{-1}$ de coagulante.

Em suma, os resultados obtidos com o tratamento por coagulação/floculação /decantação utilizando coagulante natural se mostrou bastante eficiente diante dos parâmetros analisados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de São Paulo pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

APHA – American Public Health Association. *Standard methods for the examination of water and wastewater*. Washington D.C., 20th ed, 1998.

BEAL, L. L. Tratamento anaeróbio de efluente de curtume de acabamento associado a membranas de micro e ultrafiltração. 2004. 313 f. Tese (Doutorado em Engenharia de Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental) – Instituto de Pesquisas Hidráulicas, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2004.

BORBA, F. H. Aplicação dos processos foto-Fenton e eletrofloculação no tratamento de efluente de curtume. 2010. 164 f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Engenharia e Ciências Exatas, Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Toledo (PR), 2010.

CARVALHO, M. J. H. *Uso de coagulantes naturais no processo de obtenção de água potável*. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana) – Centro de Tecnologia, Universidade Estadual de Maringá, Maringá, 2008.

DENNETT, K.E.; AMIRTHARAJAH, A.; MORAN, T.F., *et al*. "Coagulation: its effect on organic matter", *JAWWA*, p. 129- 42, Abril, 1996.

EDWARDS, G. A., AMIRTHARAJAH, A. “Removing Color Caused by Humic Acids”, *JAWWA*, p. 50 - 57, Março, 1985.

KURT, U., APAYDIN, O., GONULLU, M. T., “Reduction of COD in wastewater from an organized tannery industrial region by Electro-Fenton process”. *Journal of Harzadous Materials*, n. 143, p. 33 – 40, Istambul, 2007.

MATSUMOTO, T., SANTANA. S. L., FILHO, O. P. Estudo de dispositivo de separação físico-química como unidades de pré-tratamento para efluente de curtume. Ilha Solteira/SP, 2004.

OZCAR, M.; SENGIL, I.A. “Effectiveness of Tannins Obtained from Valonia as a Coagulant Aid for Dewatering of Sludge”. *Water Research*. v.34, n.4, p.1407-1412, 2000.

OZCAR, M.; SENGIL, I.A. “Evaluation of tannin biopolymer as a coagulant aid for coagulation of colloidal particles”. *Colloids and Surfaces A: Physicochemical Eng. Aspects*. v.229, p. 85-96, 2003.

PASSOS, J. B., *Reúso de água: uma proposta de redução do consumo de água em curtumes.* 111 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia) – Escola de Engenharia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

REEMTSMA, T., JEKEL, M. “Dissolved organics in tannery wastewaters and their alteration by a combined anaerobic and aerobic treatment”. *Water Research*, v.31, n. 5, p. 1035 – 1046, Berlim, 1997.

SEGATTO, E., MONTEGGIA, L. O. Tratamento de efluente de curtume de acabamento por reator acidogênico seguido por contactores biológicos rotatórios. 27° Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, Porto Alegre, 2000.

SILVA, J., GOMES, L.P., DECUSATI, O., *et al. Aplicação de floculante vegetal no tratamento de águas – A experiência da TANAC S.A. e a proposta de pesquisa com a UNISINOS*. IV Simpósio Internacional de Qualidade Ambiental, Porto Alegre, 2004.

SONG, Z. WILLIAMS, C. J., EDYVEAN, R. G. J. “Coagulation and anaerobic digestion of tannery wastewater”. *Icheme*, v. 79, p. 23 -28, Sheffield, 2001.

VIEIRA, M. F. A., COSTA, M. A. S. M., BASTOS, S. A. Reutilização do efluente tratado da indústria de curtume. 22° Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, Joinville, 2003.

DINÂMICA DO CARBONO EM MANANCIAIS DO RIO ARAÇUAÍ

[(1)]Diêgo Faustolo Alves Bispo; [(2)]Alexandre Christófaro Silva; [(2)]Cristiano Christófaro; [(2)]Marcelo Mattos Pedreira

[(1)]Mestrando em Produção Vegetal, Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri - UFVJM, Campus JK, Diamantina, MG, CEP: 39100-000, diegofaustolo@gmail.com; [(2)]Professores Adjuntos, UFVJM, Diamantina, MG, CEP: 39100-000, alexandre.christo@ufvjm.edu.br, christofaro@gmail.com e marcelo_ufvjm@hotmail.com

Resumo

Em diferentes ecossistemas terrestres podem ser encontrados componentes comuns que são importantes na dinâmica de carbono no ciclo hidrológico. O rio Araçuaí, maior afluente da margem direita do Rio Jequitinhonha, sofre grande influencia de descargas orgânicas de turfeiras à montante. Este trabalho objetivou analisar e comparar a na dinâmica do carbono nas águas das turfeiras do córrego Itanguá e rio Preto, mananciais do rio Araçuaí. Os parâmetros de água analisados foram pH, OD, DBO_5, DQO, carbono elementar, MO, temperatura e vazão. Foi utilizada estatística descritiva e determinação dos contrastes entre médias pelo test-t de Student 0,05 de significância. As médias dos parâmetros foram muito próximas entre os dois locais. O C, MO, pH e temperatura apresentaram maior variabilidade para o rio Preto. O córrego Itanguá mostrou mesmo comportamento para o OD. Estimou-se que 3,88 e 0,79m^3/hora de carbono são lançados no córrego Itanguá e no rio Preto, respectivamente. O controle do fluxo deste elemento pode ser atribuído às turfeiras existentes nestes locais.

Palavras-chave: Água, matéria orgânica, parâmetros físico-químicos.

INTRODUÇÃO

Em diferentes ecossistemas terrestres podem ser encontrados componentes comuns importantes na dinâmica de carbono no ciclo hidrológico (ABER; MELILLO, 1991). O carbono que cicla neste ambiente eventualmente, alcança os recursos hídricos, e possui grande importância para a biota aquática e para a qualidade das águas (NEILL *et al*., 2001).

O rio Araçuaí, um dos grandes rios perenes do semi-árido do nordeste de Minas Gerais e maior afluente do Rio Jequitinhonha, sofre grande influencia de descargas orgânicas provenientes de turfeiras contidas em seu curso superior. As turfeiras são pedoambientes que se desenvolvem pelo acúmulo de matéria orgânica em ambientes saturados com água, correspondem ao estágio inicial da seqüência de carbonificação, representam 4,2 % dos solos do Planeta e estocam 28,4 % de seu carbono (Gorham, 1991; Martinelli *et al.*, 2009). São constituídas por cerca de 90% de água e podem armazenar até 6.092 m^3. ha^{-1} deste recurso natural, regulando a vazão dos cursos d'água no período da seca (CAMPOS *et. al*, 2012). O carbono estocado neste pedoambiente pode ser levado para os mananciais na forma de carbono orgânico dissolvido ou permanecer fixado no ambiente na forma de turfa (FREEMAN *et al.*, 2004).

Estes atributos demonstram grande valor ambiental das turfeiras para os recursos hídricos da bacia do rio Araçuaí. No entanto, pouco se sabe a respeito da influencia desses solos orgânicos na dinâmica do carbono nos mananciais desta bacia. Este trabalho objetivou analisar e comparar a dinâmica do carbono nas águas das turfeiras do córrego Itanguá e do rio Preto, mananciais do rio Araçuaí, com intuito de contribuir para o entendimento da biodegradabilidade da matéria orgânica e para detecção de possíveis mudanças e impactos ambientais nas águas da bacia do rio Araçuaí.

MATERIAL E MÉTODOS

Descrição das áreas de estudo

A bacia do rio Araçuaí localiza-se na região nordeste do Estado de Minas Gerais (Figuras 1A e 1B) e abrange os municípios de Felício dos Santos e São Gonçalo do Rio Preto onde estão situadas, respectivamente, as cabeceiras do rio Araçuaí, que em seu curso superior é denominado córrego Itanguá, e todas as nascentes e cabeceiras de rios das bacias do rio Preto, afluente do rio Araçuaí. Esta área apresenta um litologia predominantemente quartzítica, responsável pela formação de solos com muito baixa capacidade de retenção de água. Associados a estes solos, são formadas as turfeiras, pedoambientes pouco estudados no Brasil, devido a sua ocorrência restrita, mas reconhecidos, internacionalmente, como importantes reguladores da dinâmica hídrica e acumulares de carbono (SILVA, 2005).

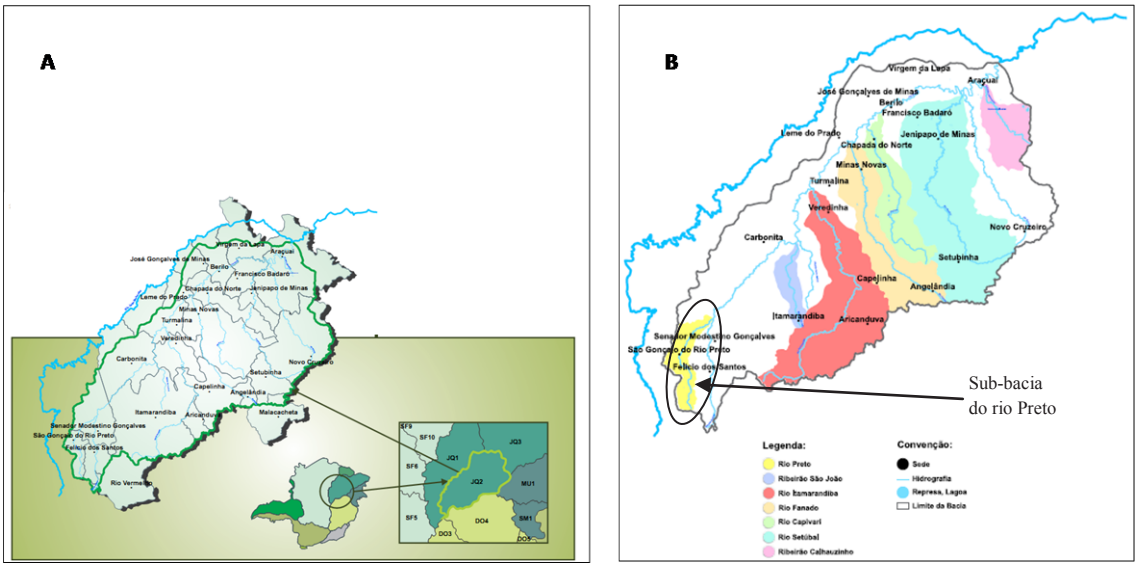


Figura 1:A: Localização da bacia do rio Araçuaí no estado de Minas Gerais e **B:** Sub-bacias hidrográficas da bacia do rio Araçuaí. Nota-se que a sub-bacia do Rio Preto encontra-se na cabeceira da bacia hidrográfica (LANNA *et al*.2010).

O clima da região é tipicamente tropical ocorrendo uma estação chuvosa e outra seca, bem definidas, com precipitação anual média de 1.475 mm. As superfícies mais elevadas da Serra do Espinhaço Meridional, onde ocorrem as turfeiras, caracterizam-se pelo predomínio de temperaturas amenas durante todo ano (média anual de 18 a 19 ºC).

Amostragem e caracterização da água

Foram coletadas amostras em 3 pontos dos cursos d'água das cabeceiras do rio Preto (coordenadas UTM: 23k 0677673, 7983061; 23k 0677469, 7983314 e 23k 0677331, 7983455) e em 3 pontos dos cursos d'água das cabeceiras do córrego Itanguá (coordenadas UTM: 23k 0678688, 7982365; 23k 0678834, 7982512 e 23k 0679014, 7982485). As metodologias de coleta e de análise seguiram o *Standard Methods for Examination of Waterand Wastewater* e foram realizadas no Laboratório Integrado de Pesquisa Multiusuário dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri – LIPEMVALE/UFVJM para serem analisadas.

As análises de DBO_5 e DQO foram realizadas de acordo com a metodologia padrão (APHA *et al.*, 1998). Os volumes de reagentes e os tempos de reação seguiram a recomendação do fabricante dos kits de análise utilizados (ALFAKIT, 2012). As

amostras não sofreram diluições. Em cada um dos pontos o pH, o OD e a temperatura da água foram determinados utilizando uma sonda multiparâmetro de qualidade da água da marca Horiba, modelo U-51. O teor de carbono elementar presente nas águas foi determinado em analisador elementar LECO CHNSO (NELSON &SOMMERS, 1996), no LIPEMVALE. O teor de MO foi calculado multiplicando-se o teor de C por 1,724 (MO contém 58% de C, em média). As vazões (m^3. $hora^{-1}$) foram medidas nos mesmos pontos de amostragem de água por meio de micromolinetes fluviométricos.

Análises estatísticas

Os dados foram submetidos à estatística descritiva (média, desvio padrão - DP e coeficiente de variação - CV). Para determinação dos contrastes entre médias foi utilizado o test- t de Student ($p \leq 0,05$).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados das análises são apresentados na Tabela 1 e comparados aos padrões de qualidade da água para a Classe 1 da resolução CONAMA 357/05.

Tabela 1. Médias, desvio padrão (DP), coeficiente de variação (CV) e teste t de Student para os parâmetros de qualidade das águas das águas dos mananciais do rio Araçuaí.

Parâmetro	N	Córrego Itanguá			Rio Preto			Teste t	CONAMA
		Média	DP	CV	Média	DP	CV	P-valor	357/05
Carbono (%)	3	1,599	0,147	0,092	1,344	0,685	0,510	0,562	-
DBO(mg/ L O_2)	3	1,782	0,140	0,079	0,852	0,494	0,580	0,035*	≤ 3
DQO(mg/ L O_2)	3	48,798	23,594	0,484	47,687	34,427	0,722	0,965	-
DBO/DQO	-	0,037	-	-	0,018	-	-	-	-
MO (%)	3	2,757	0,253	0,092	2,316	1,181	0,510	0,561	-
OD(mg/ L O_2)	3	4,207	1,869	0,444	4,583	1,027	0,224	0,775	≥ 6
pH	3	5,120	0,085	0,017	4,783	0,202	0,042	0,057	6,0 – 9,0
Temperatura (°C)	3	20,127	0,195	0,010	18,817	0,692	0,037	0,034*	-

Os CV dos parâmetros analisados para o rio Preto foram maiores que do córrego Itanguá (Tabela 1). A DQO apresentou maiores valores de CV em comparação aos outros parâmetros analisados.

Verificou-se que a temperatura e a DBO_5 apresentaram diferenças significativas de médias. O córrego Itanguá apresentou média de temperatura maior que o Rio Preto, como conseqüência, nesta região pode-se ter um aumento das taxas de reações químicas e biológicas (VON SPERLING, 1996).

Tomando-se os pontos localizados a jusante dos cursos do córrego Itanguá e rio Preto, obtiveram-se medidas de vazão de água na ordem de 240,56 e 81,00 m^3. $hora^{-1}$, respectivamente. Estas medidas, quando analisadas juntamente com os valores de carbono total (Tabela 1), nos fornecem estimativas de 3,88 e 0,79 m^3. $hora^{-1}$ de carbono lançados para os cursos de água do córrego Itanguá e rio Preto, respectivamente.

Os valores médios da DBO mostraram-se dentro do limite constante na legislação, em ambas as turfeiras. Contudo, os valores de OD e pH foram inferiores aos limites mínimos estabelecidos na legislação, indicando uma baixa oxigenação e uma elevada acidez das águas provenientes das turfeiras.

Os resultados da DQO indicam alta concentração de carbono. Contudo, foi verificada uma baixa DBO. Assim, a baixa relação DBO_5/DQO pode estar relacionada à baixa atividade biológica no meio aquático. Os valores baixos de pH podem ter sido influenciados pelas propriedades do solo. A decomposição da matéria orgânica nos cursos d'água pode diminuir o teor de OD, bem como o pH da água, pela liberação de gás carbônico e formação de ácido carbônico a partir deste (PALHARES *et al*., 2000).

De acordo com o *Boxplot* (Figura 2), o rio Preto apresentou maior variabilidade e valores mais extremos em relação aos teores de carbono, de MO, pH e temperatura (Figuras 2A, 2D, 2F e 2G). O córrego Itanguá mostrou o mesmo comportamento para o OD (Figura 2E). A explicação para tal variação pode estar no fato de as chuvas agirem como diluentes de íons e moléculas e no transporte destas para a água, o que torna difícil a obtenção de um perfil constante nos corpos d'água, uma vez que as coletas foram realizadas em período chuvoso.

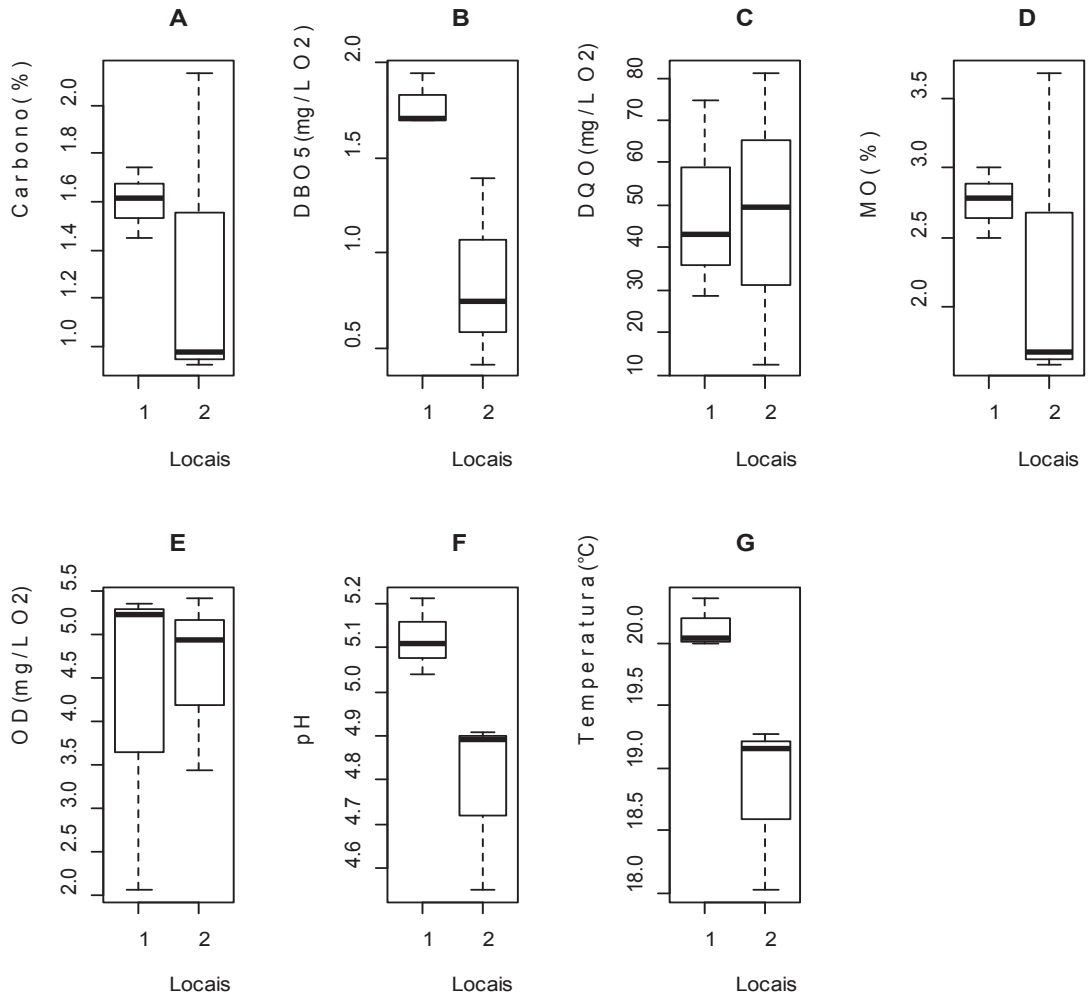


Figura 2 – *Boxplots* para os parâmetros de qualidade das águas do córrego Itanguá (Local 1) e do rio Preto (Local 2), mananciais do rio Araçuaí.

Para todos os parâmetros estudados, o córrego Itanguá apresentou medianas superiores aos do rio Preto, exceto para a DQO (Figura 2C). Os parâmetros carbono, MO e pH apresentam simetria no Local 1 (Figura 2A, 2D, e 2F) e foi observado o mesmo comportamento para a DQO no Local 2 (Figura 2C).

CONCLUSÃO:

1. Os resultados indicam altas concentrações de carbono na água, sendo que a matéria orgânica apresenta grande abundância de compostos não biodegradáveis. Essa característica possivelmente está relacionada a uma baixa atividade biológica neste ambiente.

2. Valores de 3,88 e 0,79 m^3. $hora^{-1}$ de carbono são lançados para os cursos de água do córrego Itanguá e rio Preto, respectivamente.

3. A dinâmica do carbono nas águas superficiais reflete as características dos solos que ocorrem em seus mananciais, mostrando a importância da preservação dessas áreas para a conservação da qualidade desses recursos.

4. Aferições contínuas de parâmetros qualiquantitativos destes recursos hídricos poderão ser úteis para uma melhor compreensão da dinâmica hidrológica do carbono na bacia do rio Araçuaí.

AGRADECIMENTOS

FAPEMIG Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado de Minas Gerais
CNPq Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico
CAPES
IEF INSTITUTO ESTADUAL DE FLORESTAS

REFERÊNCIAS

ABER, J. D. & MELLILO, J. M. **Terrestrial Ecosystems**. Philadelphia: Saunders College Publishing, 1991. 429p.

ALFAKIT. Disponível em: <http://www.alfakit.com.br>. Acesso em 26 de novembro de 2012.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**.20. ed. Washington DC: American Public Health Association, 1998.

CAMPOS, J. R. R.; SILVA, A. C.; VIDAL-TORRADO, P. Mapping, organic matter mass and water volume of a peatland in Serra do Espinhaço Meridional. **Rev. Bras. Ciênc. Solo**. vol.36, n.3, pp. 723-732, 2012.

Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA). **Resolução n. 357, 17 de março de 2005. Estabelece normas e padrões para qualidade das águas, lançamentos de efluentes nos corpos receptores e de outras providências.** Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em 26 de novembro de 2012.

FREEMAN, C. et al. Export of dissolved organic carbon from peatlands under elevated carbon dioxide levels. **Nature,** New York, v.430, p. 195 - 197, 2004.

GORHAM, E. Northern peatlands: role in the carbon cycle and probable responses to climatic warming. **Ecological Applications**, New York, v.1, n. 2, p.182-195, 1991.

LANNA, E.A.L. et al. **Plano Diretor de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Araçuaí – Relatório Síntese**. Governo do Estado de Minas Gerais. Belo Horizonte, MG. 2010.

MARTINELLI, L. A. et al. **Desvendando questões ambientais com isótopos estáveis**. São Paulo: Oficina de Textos, 2009. 130p.

NEILL, C. DEEGAN et al. Deforestation for pastures alters nitrogen and phosphorus in small Amazonian streams. **Ecological Applications**, v-11, n.6, pp. 1817-1826, 2001.

NELSON, D. W. & SOMMERS, L. E. **Total carbon, organic carbon and organic matter**. In: Methods of soil analysis. Part 3. Chemical methods. Madison, Soil Science Society of America and American Society of Agronomy, 1996. p. 961-1009. (Book Series, 5).

PALHARES, J. C. P.; SCANDOLERA, A. J.; LUCAS JÚNIOR, J.; COSTA, A. J. da. Monitoramento da qualidade da água do Córrego Jaboticabal através de parâmetros químicos. In: **WORKSHOP DE INTEGRAÇÃO DE INFORMAÇÕES DA BACIA HODROGRÁFICA DO RIO MOGI GUAÇU**, 3., 2000, Porto Ferreira. *Anais...* Porto Ferreira: Prefeitura Municipal de Porto Ferreira, 2000. p.43-4.

SILVA, A. C. Solos. In: SILVA, A.C.; PEDREIRA, L. C. V. S. F. & ALMEIDA ABREU, P. A. **Serra do Espinhaço Meridional: Paisagens e Ambientes.** Belo Horizonte, O Lutador, 2005. p. 50 – 78.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 2º ed., UFMG, Belo Horizonte, 1996. 246p.

AVALIAÇÃO DO ÍNDICE DE ESTADO TRÓFICO DO AÇUDE POTIRETAMA,CE

Flavia de Melo Carneiro[1], Virginia Pinheiro Gurgel [2], Hosineide de Oliveira Rolim[3], Francisco Jonathan de Sousa Cunha Nascimento [4]

[1] Graduanda de Tecnologia em Saneamento Ambiental IFCE. Bolsista da COGERH E-mail:flavia_flemer@hotmail.com

[2]Graduanda de Tecnologia em Saneamento Ambiental IFCE. Bolsista da COGERH E-mail:vi.gurgel@yahool.com.br

[3]Professora do IFCE. E-mail:hosineide@ifce.edu.br

[4]Técnico de Laboratório – IFCE. E-mail: jonatham.cunha@ifce.edu.br

Resumo A água é parte integral do planeta terra. É componente fundamental da dinâmica da natureza, impulsiona todos os ciclos, sustenta a vida e é o solvente universal. Sem ela, a vida na Terra seria impossível (TUNDISI, 2003) Este trabalho Foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o Índice do Estado Trófico do açude Potiretama, no Estado do Ceará, utilizando o método proposto por Carlson. As coletas realizaram-se em pontos georeferenciados no açude Potiretama sendo analisado o ponto POT -02 nos meses de Fevereiro, Agosto e Dezembro 2011 e Maio, Agosto e Outubro de 2012. Os resultados foram disponibilizados pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), através da rede de monitoramento de qualidade de água em convênio com o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, Campus Limoeiro do Norte. De acordo com os resultados obtidos pelo IET constata-se que o corpo hídrico estudado encontra-se Eutrofico que representa corpos de água de alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral, afetados por atividades antrópicas, em que ocorrem alterações indesejáveis na qualidade da água e interferências nos seus múltiplos usos.

Palavras-chave: Qualidade, Eutrofização, Nutrientes.

INTRODUÇÃO

A água é parte integral do planeta terra. É componente fundamental da dinâmica da natureza, impulsiona todos os ciclos, sustenta a vida e é o solvente universal. Sem ela, a vida na Terra seria impossível (TUNDISI, 2003).O termo qualidade da água descreve basicamente as características físicas, químicas e biológicas, considerando a

adequação do recurso hídrico para um determinado uso. A ausência deste recurso ou a sua presença em quantidade ou qualidade inadequada têm sido um dos principais fatores limitantes ao desenvolvimento social e econômico de várias regiões do Brasil e do mundo.

O Brasil é um país privilegiado no que diz respeito à quantidade de água disponível, tem a maior reserva de água doce do planeta, ou seja, quase 12 % do total mundial. Sua distribuição, porém, não é uniforme em todo o território nacional. A utilização das águas superficiais como fonte de abastecimento público continua sendo a alternativa de manancial mais utilizada em pelo menos 56% dos municípios brasileiros, segundo informações da ANA (2003). A qualidade da água dos reservatórios é comprometida pelos poluentes que nela são pontualmente lançados. Estes na sua maioria são provenientes de esgotos domésticos, ou efluentes industriais, ou ainda pelo carreamento de contaminantes pela água da chuva que escoa pela superfície e a presença de atividades agropecuárias, principalmente no entorno do reservatório. No Estado do Ceará, um dos principais problemas na qualidade das águas é o da eutrofização.

Na região Nordeste, não é raro encontrar mananciais eutrofizados na época de baixas vazões, que se prolonga geralmente por oito meses do ano.De acordo com FIGUEIRÊDO (2007), em função da eutrofização, muitos reservatórios e lagos no mundo já perderam sua capacidade de abastecimento de populações, manutenção da vida aquática e de recreação.

O açude Potiretama, objeto deste estudo, encontra-se no município de Potiretama no Estado do Ceará cerca de 217 km da capital Fortaleza. Sua população estimada é de 6.129 habitantes (IBGE, 2013). Possui uma área de 409.238 km² e está inserida na bacia do Médio Jaguaribe. Potiretama possui clima Tropical quente semi- árido brando com chuvas de fevereiro a abril. Com capacidade media de armazenamento de água em torno dos 6.330.000 m³, o açude é fonte de abastecimento da cidade pela Companhia de água e esgoto do Ceara CAGECE (SRH 2013).

O Índice de Estado Trófico (IET) é quantificado através das variáveis clorofila a, transparência das águas e concentrações de nutrientes, geralmente fósforo e nitrogênio, e também as características do corpo hídrico, no que diz respeito, a ecossistemas aquáticos lêntico ou lótico. A avaliação do IET do manancial é muito importante para o manejo sustentável dos recursos hídricos. Nos açudes nordestinos, a eutrofização é mais acelerada pela sua baixa profundidade e longos tempos de detenção hidráulica, que

junto aos fatores climáticos de alta temperatura e intensa radiação solar durante longas horas diárias, estimulam a fotossíntese e os processos bioquímicos de biossíntese e biodegradação com consequências na qualidade da água e na biota em geral (CEBALLOS, 1995).

Este trabalho foi desenvolvido com o objetivo de avaliar o Índice do Estado Trófico do açude Potiretama, no estado do Ceará, utilizando o método proposto por Carlson (1977) que dentre suas vantagens inclui a simplicidade e objetividade dos resultados, através da abordagem fundamentada em fatores físicos, químicos e biológicos de suas águas, de modo a classificar o corpo hídrico em graus de trófica. As coletas realizaram-se em pontos georeferenciados no açude Potiretama sendo analisado o ponto POT -02 nos meses de Fevereiro, Agosto e Dezembro 2011 e Maio, Agosto e Outubro de 2012.

Os resultados foram provenientes da rede de monitoramento de qualidade de água feito pela COGERH em convênio com o Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE, *Campus* Limoeiro do Norte.

MATERIAL E MÉTODOS

Para execução deste trabalho foi realizado consultas bibliográficas correlacionadas a eutrofização e as características do corpo hídrico estudado. As análises foram realizadas no LABOSAM - Laboratório de Saneamento Ambiental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceara - *Campus* Limoeiro do Norte que possui convênio com a COGERH. Foi analisado o cálculo do índice de Estado Trófico IET para região semi-árida, modificado por Carlson (1977).

As variáveis citadas para o cálculo do Índice do Estado Trófico foram clorofila *a* e fósforo total. Não foram analisados os valores de transparência; levando – se em consideração a sua pouca representatividade no estado de trofia, pois esta pode ser afetada pela elevada turbidez decorrente de material mineral em suspensão e não apenas pela densidade de organismos planctônicos, além de muitas vezes não se dispor desses dados.As análises seguiram as normas e orientações de APHA (2012).O IET proposto por Carlson baseou–se conforme **Tabela 01.**

Estado Trófico	Valores IET
Oligotrófico	IET ≤ 44
Mesotrófico	44 < IET ≤ 54

Eutrófico	54< IET ≤ 74
Hipereutrófico	IET > 74

Fonte: CETESB, (2004).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi evidenciado que o IET constitui uma metodologia de avaliação da qualidade dos corpos de água bastante prática, facilitando segundo a interpretação e divulgação dos resultados obtidos.

As variações de trofia estão condicionadas as modificações das variáveis biológicas e físico-químicas no ambiente aquático. O aumento na concentração de fósforo estimula a eutrofização com o consequente aumento da produtividade fitoplanctônica.

Os resultados correspondentes ao fósforo, IET(Fósforo total), são entendidos como uma medida do potencial de eutrofização, já que este nutriente atua como o agente causador do processo. Verifica-se por meio da tabela 02 em relação ao nutriente fósforo, que o açude estudado encontra-se em crescente trofia,estando inicialmente Mesotrofico(44 < IET ≤ 54) á Eutrofico (54< IET ≤ 74)representando corpos d' água com alta produtividade em relação às condições naturais, colocando em risco a utilização da água do açude.

Tabela 02: Estado trófico do açude Potiretama, em relação ao parâmetro fósforo.

Data	Fósforo Total (ug/L)	IET (PT)	Estado Trófico (P Total)
15/02/2011	45,000	51,6417	Mesotrófico
18/08/2011	53,000	54,0023	Eutrofico
05/12/2011	41,000	50,2987	Mesotrófico
08/05/2012	53,000	54,0023	Eutrofico
08/08/2012	11,000	31,3174	Oligotrofico
10/10/2012	404,000	83,3052	Hipereutrofico

Fonte do autor

A avaliação correspondente à clorofila *a,* IET (Clorofila), por sua vez, deve ser considerada como uma medida da resposta do corpo hídrico ao agente causador, indicando de forma adequada o nível de crescimento de algas existentes no corpo hídrico. A clorofila *a* representa uma maneira de medir a biomassa de um reservatório

através de sua produtividade primária. Como observado na tabela 03 o grau de trofia em relação à clorofila ”a” é Eutrofico(54< IET ≤ 74) sendo corpos d’água afetados significativamente pelas elevadas concentrações de matéria orgânica e nutrientes, com comprometimento acentuado nos seus usos.

Tabela 03: Estado trófico do açude Potiretama, em relação ao parâmetro clorofila.*a*

Data	**Clorofila "a" (ug/L)**	**IET (CL)**	**Estado Trófico (Clorofila "a")**
15/02/2011	27,034	61,7431	Eutrófico
18/08/2011	10,013	56,9585	Eutrófico
05/12/2011	3,778	52,263	Eutrófico
08/05/2012	10,68	57,2691	Eutrófico
08/08/2012	32,574	62,6412	Eutrófico
10/10/2012	6,408	54,8083	Eutrófico

Fonte do autor

O Índice de Estado Trofico é utilizado para possibilitar a classificação dos corpos d’água em níveis de trofia (ou níveis tróficos), ou seja, este índice avalia a qualidade de água quanto ao enriquecimento por nutrientes e seu efeito relacionado ao crescimento excessivo de algas, ou o potencial para o crescimento de macrófitas aquáticas (ARAÚJO ,2009). A utilização de índices é muito importante por resumirem em apenas um resultado o estado de trofia em que se encontra determinado ambiente aquático.

Diante dos resultados apresentados na tabela 04 é possível determinar o estado trófico do açude Potiretama, estando caracterizado como Eutrofico(54< IET ≤ 74,representando corpos de água de alta produtividade em relação às condições naturais, de baixa transparência, em geral, afetados por atividades antrópicas, o esgoto é o que mais acelera o processo de eutrofização, seja ele residencial ou industrial, pois contém muito nitrogênio e fósforo, que pode vir até mesmo do detergente de cozinha ou de excrementos humanos. Solos utilizados pela agropecuária também contribuem para o processo de eutrofização do reservatório seja ofertando pesticidas ou mesmo fertilizantes. A falta de chuva contribui consideravelmente, deixando os nutrientes mais concentrados no corpo hídrico,modificando a qualidade da água e interferindo nos seus múltiplos usos.

Tabela 04: Índice de estado trófico (IET) do açude Potiretama.

Data	Fósforo Total (ug/L)	Clorofila "a" (ug/L)	IET	Estado Trófico (IET)
15/02/2011	45,000	27,034	56,6924	Eutrofico
18/08/2011	53,000	10,013	55,4804	Eutrofico
05/12/2011	41,000	3,778	51,2808	Mesotrofico
08/05/2012	53,000	10,68	55,6357	Eutrofico
08/08/2012	11,000	32,574	46,9793	Mesotrofico
10/10/2012	404,000	6,408	69,0568	Eutrófico

Fonte do autor

CONCLUSÃO

Com o desenvolvimento do presente estudo pode-se concluir que:

1. A degradação da qualidade das águas pela eutrofização limita seus usos. Para todo e qualquer uso,existe um padrão de qualidade que deve ser respeitado, sendo tolerável uma piora da qualidade da água até certo limite. A importância do abastecimento de água deve ser encarada sob os aspectos sanitário e econômico, sem que o segundo prevaleça sobre o primeiro. Num quadro de escassez hídrica, o consumo humano e a dessedentação de animais são considerados usos prioritários.
2. De acordo com os resultados obtidos na realização do estudo constata-se que o corpo hídrico estudado encontra-se Eutrofico.Se conclui que o açude Potiretama esta sofrendo com um rápido processo de eutrofização devido principalmente ao enriquecimento da biomassa,colocando em risco a saúde da população abastecida e provocando desequilíbrio no meio aquático,pondo em risco a sua utilização.
3. Sem duvida os recursos hídricos são essenciais para a sobrevivência e desenvolvimento da sociedade e podem sofrer restrições de uso devido à degradação, como o processo de eutrofização, acelerada pela ação antrópica, é fundamental a existência de estudos que visem entender esse processo, fornecendo informações importantes para a gestão integrada desses recursos, buscando a recuperação dos já degradados e a conservação por meio de planejamento para os mesmos. Para isso, torna-se necessário um monitoramento sistemático, o qual resulta em séries temporais de dados já realizados pela COGERH que permitem avaliar a evolução da qualidade do corpo aquático conhecendo as tendências de sua variação.

4. Sugere-se a retirada ou minimização das fontes de poluição nos açudes como primeiro passo para minimização e recuperação destes.Destaca-se, também,a importância do acompanhamento da evolução do IET.

5. A inexistência de resultados acerca das concentrações de nitrogênio no corpo hídrico não possibilitou a exatidão das fontes de nitrogênio usado pelas algas, se advém da atmosfera, atividades antrópicas ou de origem natural, devido este fato ficam lacunas para a continuidade desta pesquisa.

AGRADECIMENTOS

A Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos – COGERH pela disponibilidade do banco de dados com os resultados e ao Laboratório de Saneamento Ambiental – LABOSAM do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceara – Campus Limoeiro do Norte pelo apoio a pesquisa.

REFERÊNCIAS

ANA (2003). **Plano Nacional de Recursos Hídricos**. Agência Nacional de Águas, Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos < www.ana.gov.br/> acesso em 03 de Dezembro de 2012.

ARAÚJO JÚNIOR, R. J. **A evolução temporal dos níveis Tróficos do açude e Epitácio Pessoa, semi - árido paraibano**. Universidade Estadual da Paraíba, 2009. 70p. Dissertação de Mestrado.

CEBALLOS, B. S. O. **Utilização de indicadores microbiológicos na tipologia de ecossistemas aquáticos do trópico semi-árido**. 1995. 192f. Tese (Doutorado) - Departamento de Hidráulica e Saneamento. Escola de Engenharia de São Carlos. Universidade de São Paulo, São Paulo.

COGERH, **Companhia de Gerenciamento dos Recursos Hídricos do estado do Ceará.**

FIGUEIRÊDO, M.C.B.; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. **Avaliação da vulnerabilidade ambiental de reservatórios à eutrofização.** Revista Engenharia Sanitária e ambiental. V.12 n.4 Rio de Janeiro out./dez.2007

IBGE.**Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística.**Disponível: <www.ibge.gov.br.>Acesso dia 5 de Janeiro de 2013.

SECRETARIA DE RECURSOS HÍDRICOS. **Atlas eletrônico de recursos hídricos do Ceara**.Disponível em <www.atlas.srh.ce.gov.br> Acesso em 24 de Fevereiro de 2013.

TUNDISI, J. G. **Ciclo hidrológico e gerenciamento integrado**. Cienc. Cult., Dez 2003.

VON ESPERLING, M. **Estudos e Modelagem da Qualidade da Água de Rios** . Vol. 1. 3º ed. Belo Horizonte – MG, 2005.

SISTEMA CÍCLICO DE LODO ATIVADO EMPREGADO NO TRATAMENTO TERCIÁRIO ESGOTOS

HENRIQUE MARTINS NETO,

Engenheiro Químico e pós-graduado em Química Ambiental pela Faculdade Oswaldo Cruz. Mestrando em Engenharia Hidráulica e Ambiental na Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Bolsista de mestrado do Conselho Nacional Científico e Tecnológico (CNPq).

ROQUE PASSOS PIVELI,

Engenharia Civil pela Escola de Engenharia de São Carlos da USP, mestre em Engenharia Hidráulica e Saneamento pela Escola de Engenharia de São Carlos da USP, doutor em Engenharia Hidráulica e Sanitária pela Escola Politécnica da Universidade de São Paulo e professor associado da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo.

Endereço Postal: Rua: José Soeiro de Vaz, Nº 501 – CEP 05108-130 – São Paulo – SP.

E-mail: henriquemartinsneto@uol.com.br

Resumo

Tendo em vista a crescente problemática quanto à eutrofização de corpos d'água em países em desenvolvimento, devido ao despejo de esgoto sanitário, que quando tratado, ainda são processados em nível secundário, o sistema de lodos ativados vem sendo estudos e aprimorados para efetuar a remoção conjunta de matéria orgânica e nutrientes limitantes para ocorrência da eutrofização, notadamente o nitrogênio e o fósforo. Para tanto o sistema cíclico de lodo ativado é uma alternativa atraente, pois possui eficiência superior a 90% na remoção de matéria orgânica e dos referidos nutrientes, como um sistema terciário convencional de tratamento, porém emprega um único tanque operado em bateladas sequenciais. Cada batelada dura 4 horas, distribuídas em 4 etapas de 1h cada, sendo elas enchimento aerado, reação, sedimentação e descarga. Esse tanque possui três compartimentações, zonas 1, 2 e 3 que apresentam condições anaeróbias/anóxicas, anóxicas e aeróbias respectivamente, com proporção volumétrica de 1:2:17. Além disso, adota-se recirculação de licor misto correspondente a 20% vazão de alimentação ao sistema, da zona 3 para 1, durante a fase ativa. Com essas características o sistema cíclico de lodo ativado, possui ciclos mais curtos e proporciona benefícios ao processo biológico de remoção de nutrientes, portanto se torna muito competitivo.

Palavras-chave: eutrofização de corpos d'água, sistema cíclico de lodo ativado e remoção biológica de nutrientes.

1. Introdução

Em países em desenvolvimento, como o Brasil, o esgoto sanitário, quando tratado, ainda é processado em nível secundário, ou seja, visa apenas à remoção de matéria orgânica e sólidos. Porém mesmo que tratado neste nível, ainda há elevada concentração de nutrientes,

notadamente o nitrogênio e fósforo, que ao ser lançando em corpos d´água, são assimilados por microorganismos autótrofos, principalmente algas, que quando crescem desordenadamente, promovem grandes distúrbios no ambiente aquático, processo denominado de eutrofização. (VON SPERLING, 1997).

Objetivando o controle e eliminação do processo de eutrofização, deve-se atuar, nas fontes poluidoras, para tanto o sistema de lodos ativados vem sendo pesquisados e melhorado, para se empregado no tratamento terciário de esgotos. (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999).

O sistema de lodo ativado pode ser operando em regime intermitente, empregando apenas um tanque para todas as etapas de tratamento, já em fluxo continuo utiliza ao menos três tanques associados a um decantador final, porém se obtém condições anaeróbia, aeróbicas e anóxicas bem definidas. (EPA, 1992).

Baseado nessas características, o sistema cíclico de lodo ativado, apresenta ambos os benefícios mencionados, porém emprega um único tanque operado em regime de batelada, sendo este compartimentado em três zonas e com recirculação interna de licor misto, durante a fase ativada do ciclo, conforme descreve Gornsy M. C. *et. al.* (1995).

A zona 1 é um seletor biológica com misturador estático que recebe esgoto bruto afluente e licor misto recirculado da zona 3. Nessas condições os são favorecidos microorganismos acumuladores de fósforo, mesmo sob condições anaeróbia/anóxica.

Já a zona 2 possui mistura completa sem aeração em estado anóxica, condição necessário para remoção biológica de nitrogênio, via desnitrificação, que utiliza o carbono proveniente da matéria orgânica do esgoto bruto afluente.

Por sua vez a zona 3 é estritamente aeróbia, com auxilio do sistema de aeração e possui a maior concentração de biomassa. Nesta zona ocorre a assimilação de matéria orgânica e a nitrificação, além do retorno de parte do licor misto a zona 1.

2. Metodologia

Trata-se de uma revisão de literatura, realizada no período de Fevereiro a Setembro de 2012, na qual foram consultados livros e periódicos da Biblioteca da Universidade de São Paulo (USP) localizada na cidade de São Paulo e busca de artigos científicos nos bancos de dados da ScienceDirect e SciELO.

Às palavras-chave utilizadas para a busca foram: Sistema seqüencial de lodos ativados em batelada, sistema cíclico de lodo ativado e remoção biológica de nutrientes.

Os critérios de inclusão para o presente estudo incluem publicações que descrevem o sistema cíclico de lodo ativado, sistema de lodo ativado em batelada e remoção biológica de nutrientes, notadamente o nitrogênio e fósforo de esgoto sanitário.

A literatura especializa consultada incluem referências nacionais e internacionais, porém se dispõem de muito poucas publicações sobre o sistema cíclico de lodo ativado.

3. Resultados e Discussões

O sistema cíclico de lodo ativado (SCLA), apresenta os benefícios e característicos do processo sequencial em batelada e fluxo continuo, realizando todas as etapas em um único tanque operado em regime de batelada, semelhante ao sistema convencional, porém o tanque de aeração é compartimentado em três zonas e conta com recirculação interna, durante a fase ativada do ciclo. O esquema do básico do SCLA é apresentado na figura 1 abaixo (VON SPERLING, 1997).

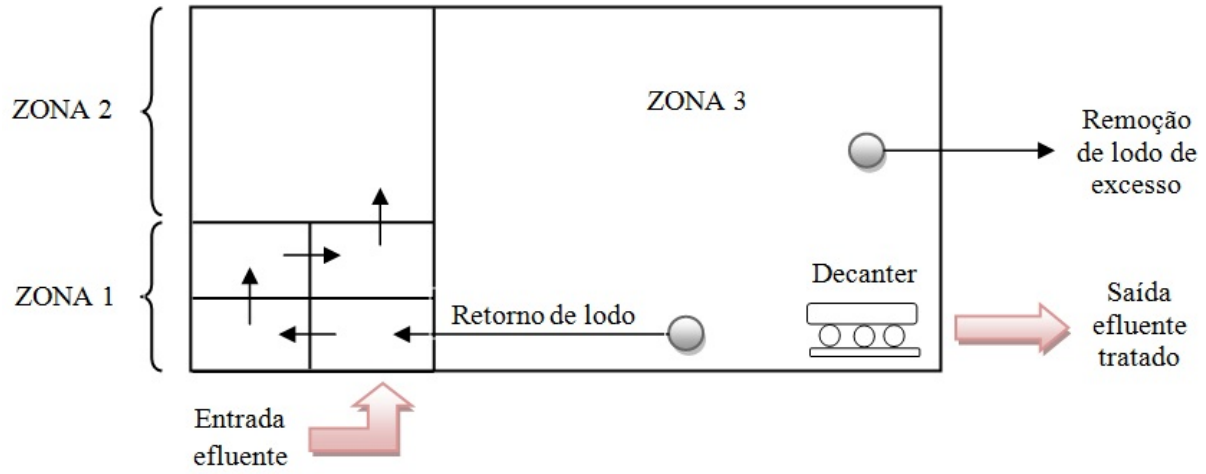


Figura 1 – Esquema básico de operação do sistema cíclico de lodo ativado.

A zona 1 é um camará de seleção biológica com misturador estático para receber o esgoto bruto afluente e licor misto aeróbio oriundo da zona 3. Nessas condições os microorganismos tipo Poli-P, acumuladores de fósforo, são favorecidos, pois podem assimilar o substrato antes de microorganismos não armazenadores (VAN HAANDEL & MARAIS, 1999), mesmo sob condições anaeróbia/anóxica (GORNSY M. C. *et. al.* 1995).

Já a zona 2 possui mistura completa sem aeração em estado anóxica e é responsável pela maior fração de remoção de nitrogênio, através do processo de desnitrificação, que utiliza como fonte de carbono a matéria orgânica presente no esgoto bruto afluente.

Por sua vez a zona 3 é estritamente aeróbia, devido ao sistema de aeração difusa e possui a maior concentração de biomassa, sendo sua manutenção essencial para se obter,

condição de metabolismo celular em regime próximo ao estacionário. (GORNSY M. C. *et. al.* 1995). Nesta zona ocorre o processo de assimilação de matéria orgânica e a nitrificação, conversão do nitrogênio amoniacal para nitrato.

O teor de sólidos suspensos na zona 3 varia de 3.000 a 5.000 mgSS. L^{-}e após a completa sedimentação são comuns concentrações da ordem de 15.000 mgSS. L^{-} devido ao controle populacional entre as bactérias formadoras de floco e filamentosas, que proporciona excelentes valores de índices volumétrico do lodo.

No tratamento de esgoto sanitário, a distribuição típica entre os volumes do tanque do sistema cíclico de lodo ativado é de 1:2:17, respectivamente para zona 1, 2 e 3. O tempo de cada ciclo para a referida aplicação é de 4 horas, distribuídas em 60 minutos para enchimento com aeração, 60 minutos para reação (aeração), 60 minutos para sedimentação e 60 minutos para descarga. Cujo ciclo completo é ilustrado na figura 2 abaixo: (GORNSY M. C. *et. al.* 1995)

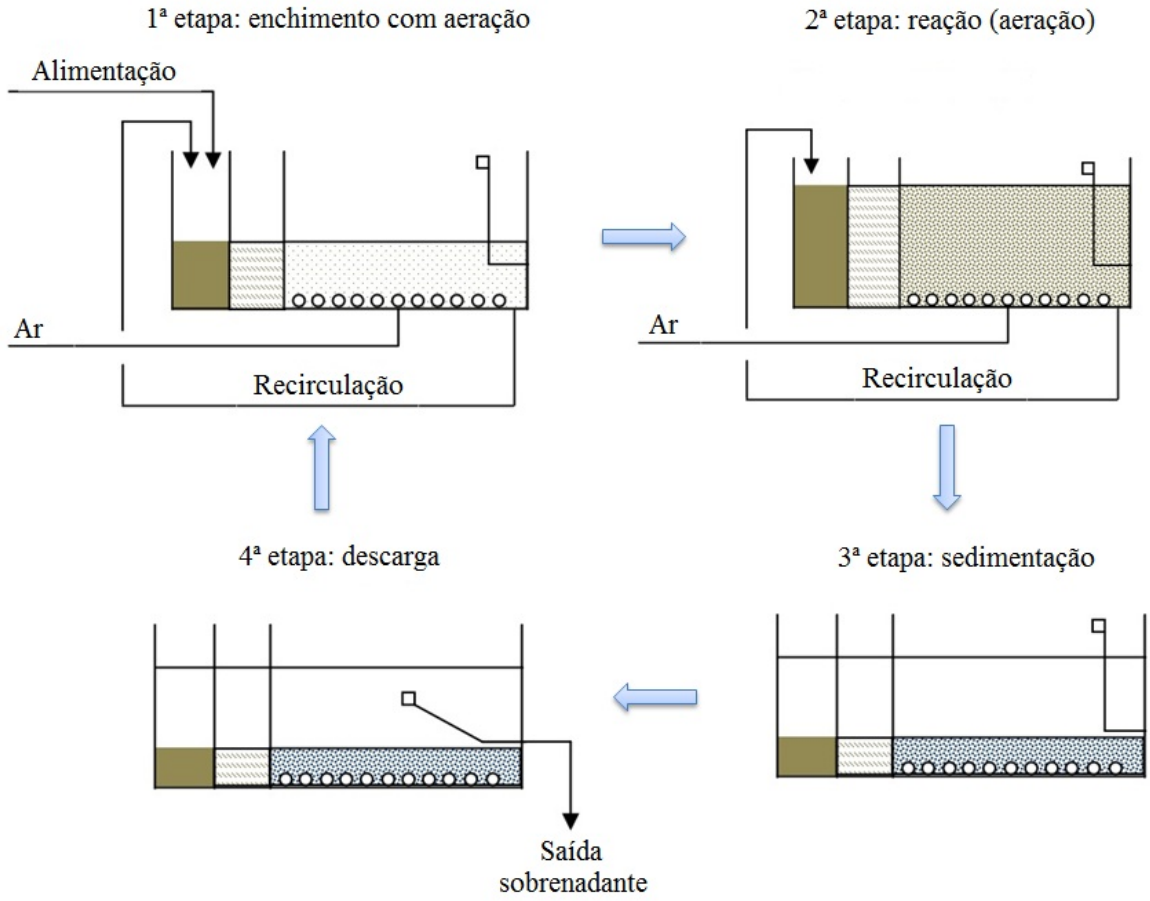


Figura 2 – Etapas sequências do sistema cíclico de lodo ativado.

Conforme mencionado anteriormente, durante a fase ativa, se emprega recirculação de lodo da zona 3 para a zona 1, que em reatores de larga escala proporcionam condição de

reator pistonado em regime praticamente estacionário. No tratamento de esgoto sanitário esta corrente de recirculação é da ordem de 20% da vazão média de alimentação do sistema, podendo ser variada de acordo com as necessidades do processo de tratamento. (LI YING *et al*. 2011).

Segundo o trabalho publicado por Gornsy M. C. *et. al.* (1995), o sistema SCLA em escala real, operando com TDH de 24h na zona 3, vazão de recirculação de 20%, ciclos de 4 horas, divididos em 120 minutos para enchimento com aeração, 60 minutos para sedimentação e 60 minutos para descarga de efluente tratado, SSTA de 3500 a 5000 $mg.L^{-}$ mgL e OD de 0 a 2.5 $mgO_2.L^{-}$, tratando esgoto sanitário típico, cuja concentração de DQO de 325~580 $mgO_2.L^{-}$, NH3-N 17 a 32,6 $mg.L^{-}$ e P 5.4 a 7,4 $mg.L^{-}$, obteve resultados muitos satisfatórios na redução dos referidos parâmetros, cujos valores de eficiências máximos foram de 96,7%, 98,6% e 91,4%, mesmo em condições de picos de vazão e em baixas temperaturas.

Porém em alguns casos, pode-se recorrer ao aumento da vazão de retorno objetivando melhorias no processo, como descreve Li Ying *et al*. (2011). Em sua pesquisa, o referido autor avaliou o comportamento do SCLA, na remoção biológica de nitrogênio total em esgoto sanitário com elevada concentração de amônia, NH3-N de 90~120 $mg.L^{-}$ e DQO de 400~900 $mgO_2.L^{-}$. As características do reator piloto foram, TDH 16 horas, SSTA 4000~4500 $mg.L^{-}$ e OD entre 2.5 ~ 3.0 $mgO_2.L^{-}$. O tempo de cada ciclo foi de 4 horas, sendo 120 minutos para reação, 90 minutos para sedimentação, descarga em 20 minutos e repouso de 10 minutos.

A pesquisa de Li Ying *et al*. (2011) efetuou variações crescentes da vazão de recirculação, em 50%, 100%, 150%, 200% e 250%, obtendo eficiências crescentes até a vazão de 150%, melhor resultado, porém acima deste, a eficiência do sistema reduziu-se consideravelmente. Com isto a melhor eficiência alcançada no processo de remoção de nitrogênio total foi superior a 88% e a remoção de DQO superior a 97%.

A titulo comparativo, um estudo realizado por Sung Lee *et al*, (2001), empregou um sistema sequencial de lodo ativado convencional de escala laboratorial, objetivando a remoção via biológica de TOC, N e P de esgoto sanitário, através da divisão da etapa de reação com duração de 6,5h, em condições anaeróbia, aeróbia, anóxica e aeróbia, distribuídas respectivamente em, 1.5h, 1.5h, 2.5 e 1.0 h, além de 1,5h adicional para sedimentação e descarte, sendo obtidas as seguintes eficiências quanto à remoção de TOC, N e P foram respectivamente. 92%, 88% e 99%.

Nota-se, portanto que o SCLA, possui eficiência semelhante ao sistema convencional, porém com apenas 2 horas de período ativo e 6 ciclos por dia, ao invés de 3 como o estudo de Sung Lee *et al*, (2001).

Conclusões

O sistema cíclico de lodo ativado se diferencia dos sistemas convencionais, pois emprega um único tanque de reação operando em regime de batelada e que inclui recirculação de licor misto durante a fase ativa.

A compartimentação do tanque de aeração em 3 zonas proporciona em conjunto como a recirculação interna de licor misto, condições anaeróbias, aeróbias e anóxicas bem estabelecidas, o que favorece a remoção biológica de nitrogênio pelo processo de nitrificação e desnitrificação e a remoção de fósforo devido aos organismos acumuladores de fósforo.

A eficiência obtida pelo sistema cíclico de lodo ativado é muito próxima aos processos tradicionais, sendo comum atingir valores acima de 90% para remoção de DQO, nitrogênio total e fósforo total de esgoto sanitário, porém com facilidades operacionais, devido a ciclos mais curtos que os sistemas convencionais.

Mesmo sendo um sistema promissor, no presente momento ainda se dispõem de poucas fontes de literatura sobre o sistema cíclico de lodo ativado, portanto este deve ser melhor estudo para difusão do conhecimento cientifico e futuras melhorias no processo.

Agradecimentos:

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de estudo de mestrado oferecida e ao professor orientador, pelos ensinamentos e correções.

Referências

1. EPA, (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). *"Summary Report: Sequencing Batch Reactores"*. 23p. 1986,

2. EPA, (ENVIRONMENTAL PROTECTION AGENCY). *"Sequencing Batch Reactores for nitrifictation and nutrient removal"*. 113p. 1992.

3. GORONSZY MERVYN C., SLATER NIGEL E KONICKI DENNI. "The Cylic activated sludge system for resort area wastewater treatment" Wat. Sci. Tech Vol. 32 No. 9-10.pp 105 a 114. 1995.

4. HU ZHEN, ZHANG JIAN, XIE HUIJUN, LI SHANPING, ZHANG TINGTING E WANG JINHE. *"Identifying sources of nitrous oxide emission in anoxi/aerobic sequencing batch reactos (A/O SBRs) acclimated in different aeration rates"* Enzyme and Microbial Technology 49 (2011) 237-245p.

5. LI YING, GUO AI-JUN e ZHOU JING., "Study of Treating High Ammonia-N Domestic Wastewater with CASS Process". Procedia Enviromental Science 11 (2011) 858-863p.

6. METCALF & EDDY, Inc. *"Wastewater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse"*. McGraw-Hill International Editions, 4rd ed., New York, 2003; 1819p.

7. SUNG LEE D., OK JEON C.. E MOON PARK J., *"Biological nitrogen removal with enhanced phosphate uptake in a sequencing batch reactor using single sludge system"* Water Research. Vol. 35, Nº 16, 2001, 3968-3976pp

8. TAYA CARLOTA., GUISASOLA ALBERT E BAEZA JUAN., *"Assessment of bioaugmentation strategy with polyphosphate accumulating organisms in nitrification/denitrification sequencing batch reactor" Bioresouse Techonoly 102 (2011) 7678-7684p.*

9. VAN HAANDEL, A., e MARAIS, GERRIT "*O comportamento do sistema de lodo ativado: Teoria e aplicações para projetos e operação*". Campina Grande, UFCG, 1999; 472p.

10. VON SPERLING, M., "*Princípios de Tratamento Biológicos de Águas Residuária. Vol. 4, Lodos ativados*". Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, Belo Horizonte, 3º edição, 1997; 416 p.

AVALIAÇÃO DA CONTAMINAÇÃO MICROBIOLÓGICA EM ÁGUAS DE ABASTECIMENTO DOMÉSTICO NO ESTADO DO PIAUÍ

Kerlane Alves Fernandes[1], Marcus Brandão Melo[1], Thiago Teles Álvaro [2], Zuleica Carmen Castilhos[3]

[1]Bolsistas CNPq/CATER (Rua João Cabral, 2231, Pirajá, Bloco GERATEC kalves@cetem.gov.br e mmelo@cetem.gov.br); [2]Bolsista CNPq/UFRJ (Avenida Pedro Calmon, 550, Cidade Universitária, Rio de Janeiro; thteal@gmail.com); [3]Pesquisadora Sênior/CETEM (Avenida Pedro Calmon, 900, Ilha do Fundão, Rio de Janeiro; zcastilhos@cetem.gov.br)

Resumo

O objetivo geral deste trabalho é estimar o potencial risco à saúde publica por doenças veiculadas pelos recursos hídricos, por meio da avaliação da contaminação microbiológica de águas de consumo doméstico, em cinco municípios piauienses localizados no Vale do Gurguéia: Uruçuí, Baixa Grande do Ribeiro, Ribeiro Gonçalves, Bom Jesus e Cristino Castro. Foram coletadas 30 amostras, sendo 24 de águas subterrâneas, captadas antes do sistema de cloração, e 6 de águas superficiais, que não contam com cloração. Para a investigação da presença de coliformes totais e *Escherichia coli* foi utilizado o método baseado na tecnologia de substrato definido. Os resultados mostraram que a grande maioria das amostras está contaminada por bactérias fecais e/ou de *E. coli*, tanto subterrâneas quanto superficiais e portanto, mostram-se impróprias ao consumo humano, representando risco à saúde pública. Embora alguns poços tenham sistema de cloração após a captação foram constatados problemas operacionais em vários destes sistemas durante o trabalho de campo. Há urgência em se tratar as águas dos municípios e todos os esforços devem ser direcionados para o fornecimento de água potável para as populações humanas.

Palavras-chave: saúde pública, águas subterrâneas, bactérias patogênicas

INTRODUÇÃO

O relatório do Programa do Meio Ambiente das Nações Unidas, em 2010, revelou que mais pessoas morrem, anualmente, devido à água contaminada e poluída, do que por todas as formas de violência (ANA, 2011). A falta de água limpa mata, anualmente, 1,8 milhões de crianças com menos de cinco anos de idade e mais da metade dos leitos de hospitais no mundo são ocupados por pessoas com doenças relacionadas à água contaminada. O documento conclui que, agregar metodologias que avaliem a qualidade da água para consumo humano se faz necessário, em todo o mundo.

A determinação de coliformes totais é utilizada como indicador higiênico. A presença de coliformes fecais indica que algum material fecal entrou em contato com a água e ou alimento, direta ou indiretamente, e que outros patógenos entéricos podem também ter chegado ao mesmo e, portanto, representar riscos à saúde pública.

No Estado do Piauí, composto por 224 municípios, grande parte do abastecimento de água para consumo humano está a cargo da Agência de Águas e Esgotos do Estado do Piauí-AGESPISA na área urbana, enquanto que na área rural, o abastecimento é de responsabilidade das Prefeituras municipais. Em alguns municípios, a Prefeitura opta por alternativas para o abastecimento público, sendo responsável pelo abastecimento inclusive na área urbana.

Nos municípios do Vale do Gurguéia, sob o domínio geológico sedimentar, as águas subterrâneas tem grande importância no abastecimento doméstico. Contudo, nas áreas rurais, a carência de energia elétrica muitas vezes impede a utilização deste recurso e as águas superficiais tornam-se a alternativa para o consumo humano e animal.

O objetivo geral deste trabalho é estimar o potencial risco à saúde pública por doenças veiculadas pelos recursos hídricos, por meio da avaliação da contaminação microbiológica de águas de consumo doméstico, em cinco (5) municípios piauienses, localizados no Vale do Gurguéia.

MATERIAIS E MÉTODOS

Amostragem das Águas Subterrâneas

As coletas de águas para análise bacteriológica foram realizadas de 04 a 10 de dezembro de 2012, e seguiram procedimentos da CETESB (1997).

As amostras de água subterrânea foram coletadas nos poços selecionados, após cerca de 10 a 15 minutos de esgotamento, ou em alguns casos, a coleta se deu em sistema de esgotamento contínuo. Cerca de 100 ml foram coletados e armazenados em recipientes estéreis e mantidos em gelo, para análise microbiológica em até 6 horas após a amostragem. A amostragem de água superficiais/riachos foi realizada seguindo o mesmo procedimento.

Análises microbiológicas

Para a investigação da presença de coliformes totais e *Escherichia coli* foi utilizado um método que utiliza a tecnologia de substrato definido (Defined Substrate Technology - DST), denominado comercialmente de Colilert. A tecnologia DST é aprovada pelas organizações norte-americanas: American Public Health Association (APHA), American Water Works Association (AWWA) e Water Environment Federation (WEF) e aceito como método rápido padrão de avaliação da qualidade da água no Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, 17ª edição.

Basicamente, o método Colilert é composto de dois nutrientes indicadores. O primeiro, o o-nitrofenil-β-D-galactopiranosídeo (ONPG), capaz de ser degradado pela enzima de composição dos coliformes totais, a β-D-galactosidase, produz, então, o-nitrofenol, produto de coloração amarela. O segundo nutriente indicador presente é o 4-metil-umberiferil-β-d-glucoronideo (MUG) que possui a capacidade de ser degradado pela enzima β-glucuronidase da *E.coli* resultando na formação do produto fluorescente, a 4-metil-umbeliferona. Já que a maioria dos não coliformes não conta com estas enzimas, eles não podem interferir nos resultados (IDEXX, 2002).

A análise quantitativa através do método Colilert se dá com o uso da cartela Quanti-tray com a qual, após a selagem, incubação e contagem dos cubos (amarelos para Coliformes totais e azuis fluorescente com o auxilio de uma luz ultravioleta, de 365 nm, para E.coli) obtém-se o número mais provável (NMP) que permite calcular o número de microorganismos específicos numa amostra de água, utilizando tabela de probabilidade com limite de confiança de 95%.

RESULTADOS & DISCUSSÃO

Foram coletadas 30 amostras, sendo 24 de águas subterrâneas e 6 de águas superficiais, nos municípios Urucuí, Baixa Grande do Ribeiro, Ribeiro Gonçalves e

Bom Jesus, sendo que em Cristino Castro foi amostrado apenas o poço Violeto. A Tabela 1 apresenta a localidade amostrada, o tipo de amostra (águas subterrâneas ou superficiais) e os resultados obtidos quanto à presença de Coliformes Totais e de *Escherichia coli.*

Tabela 1 - Resultado das análises microbiológicas das amostras de águas subterrâneas e superficiais coletadas em municípios do Vale do Gurguéia.

Município	**Localidade**	**Tipo de Amostra**	**Coliformes Totais (NMP*)**	***Escherichia coli* (NMP*)**
Uruçuí	Sede 1	ASb	46,2	<1
	Sede 2	ASb	270,0	5,0
	Vaquejada	ASb	6,3	<1
	Aeroporto	ASb	27,1	<1
	Tucuns	ASb	1011,2	5,0
	Sangue	ASb	360,9	33,2
	Estiva	AS	1011,2	1011,2
	Pratinha	AS	829,7	829,7
Ribeiro Gonçalves	Vão do Negro	AS	509,9	689,3
	Jacu	AS	478,6	478,6
	Galeota	AS	1011,2	1011,2
	Água Branca	AS	272,3	98,0
	Boa Vista	ASb	1011,2	<1
	Sape	ASb	1011,2	1011,2
	Sede 2	ASb	437,4	616,7
	Sede 1	ASb	1011,2	77,1
	Sede (Serrinha)	ASb	1011,2	1011,2
Baixa Grande do Ribeiro	Sede 1	ASb	1011,2	241,1
	Sede (Bairro Fátima)	ASb	82,4	82,4
Cristino Castro	Violeto	ASb	157,0	2,0
Bom Jesus	Eugeanópolis	ASb	142,3	<1
	Resfriado	ASb	145,9	17,5
	Matões	ASb	157,0	<1
	Sede 6 (São João)	ASb	142,3	<1
	Sede 3 (Penitenciária)	ASb	157,0	1,0
	Centro 2 (poço Marcos Aurélio)	ASb	157,0	<1
	Centro 1	ASb	157,0	7,5
	Sede 7 (Josué Parente)	ASb	149,5	2,0
	Piripiri	ASb	149,5	<1
	Assentamento Conceição	ASb	157,0	2,0

*Número mais provável; ASb-água subterrânea; AS-água superficial

De acordo com estes resultados, verificou-se que as amostras coletadas não estão de acordo com o padrão microbiológico de potabilidade da água para consumo humano estabelecido pela legislação brasileira, que exige ausência de Coliformes totais e de *Escherichia coli* em 100 ml de amostra de águas (BRASIL, 2011).

Os resultados mostram que as águas dos poços e riachos estão impróprias ao consumo humano, uma vez que todas as amostras indicaram a presença de coliformes fecais, e que 21 delas apontaram a presença de *Escherichia coli* em 100 ml (Tabela 1).

Todas as águas subterrâneas foram coletadas antes dos processos de cloração. Portanto, em alguns pontos amostrados, as águas seguiriam para um tratamento de cloração. Entretanto, na maioria destes locais, os sistemas de cloração mostravam problemas operacionais na oportunidade da coleta. Desta forma, pode-se sugerir que a população estava potencialmente exposta à contaminação microbiológica via água de beber. Esta contaminação microbiológica, entretanto, pode (e deve) ser anulada após o tratamento com cloro, para não representar riscos à saúde humana.

Para os poços atendidos pela Agespisa - Uruçuí (Sede 1, Sede 2, Vaquejada, Aeroporto), Ribeiro Gonçalves (Sede1, Sede 2, Sede – Serrinha), Baixa Grande do Ribeiro (Sede 1, Sede-Bairro Fátima) e Bom Jesus (Sede 6 – São João, Sede 3 – Penitenciária, Centro 2 - poço Marcos Aurélio, Centro 1, Sede 7 - Josué Parente) - possuem sistema de tratamento, amostramos antes do tratamento, alguns estavam com os sistemas quebrados.

CONCLUSÃO

A presença de coliformes totais em todas as amostras de água indica que as mesmas são inadequadas ao consumo humano. Ainda mais preocupante é a presença de *E.coli*, indicando a possibilidade da presença de outras bactérias patogênicas. Esta contaminação microbiológica, entretanto, pode ser anulada após o tratamento com cloro, para não representar riscos à saúde humana. Há urgência em se tratar as águas dos municípios e também, de manter em permanente funcionamento os sistemas de cloração, pois todos os esforços devem ser direcionados para o fornecimento de água potável para as populações humanas.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Dr. Adão B. da Luz, pelo apoio e orientações logísticas; às Prefeituras municipais de Uruçuí, Ribeiro Gonçalves e Bom Jesus, e à AGESPISA, bem como ao CNPq pelas bolsas concedidas e ao CATER, vinculado ao CETEM em Teresina.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ANA Agência Nacional de Águas (Brasil). Cuidando das águas: soluções para melhorar a qualidade dos recursos hídricos / Agência Nacional de Águas; Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente. -- Brasília: ANA, 2011. 154 p.

BRASIL, Ministério da Saúde. Portaria Nº 2914, de 12 de dezembro de 2011. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. Diário oficial da Republica Federativa do Brasil.

CETESB, Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais. São Paulo. p. 152-4. 1997.

CETESB, Resolução 195/2005, p.1-4 In: www.cetesb.sp.gov.br.

CONAMA, Resolução 396/2008, p. 308-318.

BRASIL, Plano Nacional de Recursos Hídricos - PNRH. 2006.

ARIDAS- GT II – Recursos Hídricos - GT 2.6 - Água Subterrânea e o Desenvolvimento Sustentável do Semi-Árido Nordestino, 60p.

CETESB. Companhia Estadual de Tecnologia e Saneamento Ambiental. Controle da qualidade da água para consumo humano: bases conceituais e operacionais. São Paulo. p. 152-4. 1997.

DEXX Laboratories Inc.. Cartilha explicativa do método colilert, Tecnologia do Substrado Definido. Disponível no site www.idexx .com.br. 2002.

Standard Methods for the examinantion of Water and Wastewater. Washington, D.C., American Public Health Association. 20. P. 1998.

FORMAS DE USO E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM PEQUENAS E MÉDIAS CIDADES DA AMAZÔNIA ORIENTAL

Marcelo Santos de Mendonça
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará– Campus Bragança. E-mail: Marcelo_mendonca03@hotmail.com

Aninha Melo Moreira
Msc. em Ciências Ambientais, professora Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará –Campus Bragança. E-mail: aninha.moreira@ifpa.edu.br

Márcio Fernando Duarte Pinheiro
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – Campus Bragança. E-mail: marcioduarte101@hotmail.com

Samuel da Costa dos Santos
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – Campus Bragança. E-mail: marcioduarte101@hotmail.com

Resumo

Em uma escala intra-regional, esta pesquisa buscou visualizar a problemática acerca das diferentes formas de uso e gestão dos recursos hídricos em médias e pequenas cidades da Amazônia Oriental, na qual ocorreu um enfoca para estes usos na área urbana e na rural. Tentando discutir principalmente a ausência de políticas públicas efetivas para um uso racional destes recursos, frente ao uso cotidiano realizado pela população local. A partir da integração de dados qualitativos e quantitativos, balizados pelo levantamento bibliográfico e o trabalho de campo in locu, foi possível aferir sobre os principais usos dos recursos hídricos, bem como as formas de gestão sobre os mesmo. Observou-se que nas áreas estudadas de forma geral os usos estão ligados a

vida cotidiana da população, enquanto que as formas de gestão originadas a partir do poder publico local são incipientes ou inexistentes.

Palavras-chave: Gerenciamento, Degradação Ambiental.

INTRODUÇÃO

A alteração da paisagem e do uso da terra da Amazônia deve-se principalmente à aplicação de técnicas agropecuárias e de mineração, nem sempre próprias para o ambiente amazônico. Estas alterações tem sido motivo de discussões em vários segmentos da sociedade e envolvem em linhas gerais, a velocidade da ocupação do espaço, o aproveitamento racional dos recursos naturais disponíveis e a degradação desse espaço pela má utilização desses recursos.

São alterações que ocorrem, na região resultado de ações governamentais desde a década de 1950[1], que impulsionou a vinda de grandes empreendimentos e principalmente um fluxo migratório intenso e desordenado.

A região destaca-se por sua diversidade cultural, social e principalmente natural, neste contexto os recursos hídricos tem um papel de destaque, uma vez que, concentra 20% de toda água doce do planeta (BNDES, 1996). A forma como estes recursos vem sendo geridos pelo poder público e principalmente pela população local, torna-se um tema de relevância cientifica, já que nos últimos 40 anos a destruição de todos os recursos na região tem se intensificado, pela aceleração das práticas produtivas, oriundas da necessidade em produzir cada vez mais, impostas pelas práticas capitalistas desde a II Revolução Industrial (CASTELLS, 2000).

Em uma escala intra-regional, esta pesquisa buscou visualizar a problemática acerca das diferentes formas de uso e gestão dos recursos hídricos em médias e pequenas cidades da Amazônia Oriental, na qual ocorreu um enfoca para estes usos na área urbana e na rural. Tentando discutir principalmente a ausência de políticas públicas efetivas para um uso racional destes recursos, frente ao uso cotidiano realizado pela população local.

[1] Desde a crise da borracha somente na década de 50, que empresários brasileiros e estrangeiros começam a se organizar novamente para investir na região. O primeiro passo nesse sentido foi a criação da SPEVEA – Superintendia do Plano de Valorização Econômica da Amazônia, em 1953, cujo objetivo era elaborar planos econômicos para a valorização econômica da região (MONTEIRO, 1997).

MATERIAL E MÉTODO

A pesquisa teve um caráter qualitativo e quantitativo, uma vez que buscou-se avaliar as diferentes formas de uso e gestão dos recursos hídricos, qualitativamente avaliou-se os diferentes tipos de uso empregados sobre os recursos hídricos, tanto na zona urbana quanto na rural. Para o desenvolvimento das atividades, a metodologia foi dividida em três etapas: levantamento bibliográfico, pesquisa de campo *in locu* e análise dos dados.

O levantamento bibliográfico foi direcionado para conceitos como recursos hídricos, uso dos recursos naturais e gestão da água na Amazônia, bem como sobre metodologias que poderiam auxiliar no processo de coleta dos dados em campo, de forma eficaz considerando o universo da pesquisa, neste contexto destaca-se o tipo de pesquisa survey, de caráter exploratória e descritiva (GIL, 1995) e a observação densa interpretativa de Geertz (1989).

Em campo foram aplicadas técnicas de pesquisa como, a observação direta, entrevistas formais e informais, um grande questionário abordando principalmente os tipos de uso dos recursos hídricos, a fim de visualizar o tema abordado em cada município, que possibilitou o refinamento do tema abordado e a coleta de dados fotográficos.

A área de estudo foi composta por oito municípios que compõem a Amazônia Oriental, especificamente o Nordeste Paraense, que foram: Bragança, Augusto Correa, Tracuateua, Capanema, Salinópolis, Capitão Poço e Garrafão do Norte.

RESULTADO E DISCUSSÃO

A partir da coleta de dados foi possível listar os principais usos dos recursos hídricos, como enfoca quadro abaixo:

Quadro 01: Principais usos dos recursos hídricos

USO DOS RECURSOS HÍDRICOS	
zona urbana	**zona rural**
fonte de abastecimento	fonte de abastecimento
esgoto sanitário	uso doméstico
uso produtivo(navegação)	uso produtivo(pesca, navegação, auxília em algumas práticas ligadas a agricultura e psicultura)
lazer	lazer

Fonte: Trabalho de Campo, 2011 e 2012.

Em ambos as áreas estudas (zona urbana e zonal rural), existem alguns usos em comum, pois a realidade da vida cotidiana nas médias e pequenas cidades da Amazônia Oriental não é muito divergente, assim usar os recursos hídricos existentes como fonte de abastecimento, gerido ou não pelo poder público local, o uso ligado direta ou indiretamente a atividades produtivas, e o lazer se fazem presentes.

Observou-se que o poder público pouco interfere na gestão dos mesmo, a presença deste é mais significativa no que se refere ao abastecimento, principalmente na zona urbana, que possui em sua maioria um sistema de abastecimento estabelecido, enquanto que na zona rural são mais comuns alternativas particulares de cada moradas, a mais presentes são os poços artesianos ou amazônicos(“boca aberta”).

No item, esgoto sanitário, observou-se somente nas médias cidades, que vem sofrendo um processo de crescimento populacional e consequentemente da área física da cidade, atingindo assim as margens dos principais recursos hídricos existentes em cada um dos municípios estudados. Pode-se, observar nas figuras abaixo, os diferentes usos realizados na zona rural, todas coletadas durante o trabalho de campo em 2011 e 2012:



Figura 02: Uso dos recursos hídricos como auxiliar à agricultura.



Figura 03: Nascente, preservada, para ser utilizada como fonte de abastecimento.



Figura 04: Tanque rede



Figura 05: Igarapé, utilizada para algumas atividades domésticas e lazer.

No que se refere as politicas públicas, ela é mais evidente no quesito abastecimento, como enfocado anteriormente, não existem políticas de preservação e recuperação de nenhum tipo de recursos hídricos por parte do poder público local, em nenhuma das áreas estudadas. Foi possível detectar uma maior consciência por parte dos moradores, que tem a preocupação em manter os recursos, para uso próprio e coletivo.

CONCLUSÃO

De forma geral os usos dos recursos hídricos nas pequenas e médias cidades estão ligados diretamente a vida cotidiana da população, que vai para além da reprodução econômica e sim visando majoritariamente a reprodução social dos grupos, caso muito comum na Amazônia, como enfoca Wagley(1957). As formas de gestão são incipientes, a ausência parcial e total da ação do poder público em alguns casos

contribui com a degradação e deterioração deste recurso, tão significativo para vida da população.

O contrário não se observa a nível estadual e federal, que impõem politicas preventivas e punitivas acerca da manutenção desses recursos, de forma mais eficaz do que na escala trabalhada aqui.

A metodologia aplicada demonstrou-se satisfatória, os resultados aqui exposto são dados preliminares oriundos das tabulações que veem sendo realizadas pela equipe de pesquisa que em breve poderá disponibilizar a situação de cada município de forma mais específica.

BIBLIOGRAFIA

BNDES. **Gestão de recursos hídricos**. Informes de Infra-Estrutura, n.º 5, dez. 1996.

CASTELLS, M. **A sociedade em rede: a era da informação**. 10. ed. São Paulo: Paz e Terra, 2000.

GEERTZ, C. **A interpretação das culturas**. São Paulo: LTC, 1989.

GIL, A. C**. Métodos e técnicas de pesquisa social**. 4. ed. São Paulo: Atlas, 1995.

MONTEIRO, A. **O espaço amazônico: sociedade e meio ambiente**. Belém: UFPA/NPI, 1997.

REMOÇÃO DE MATÉRIA ORGÂNICA E NUTRIENTES EM ESGOTO SANITÁRIO UTILIZANDO TRATAMENTO BIOLÓGICO

Pedro Herlleyson Gonçalves Cardoso[1], Lívia Maria Batista Vilela[1], Andrea Daniela Sampaio de Almeida[1]

[1] Mestrandos em Recursos Hídricos e Saneamento pela Universidade Federal de Alagoas

e-mail: liviambvilela@gmail.com

Resumo

Este estudo teve como objetivo averiguar a eficiência da remoção de matéria orgânica e nutriente (fósforo e nitrogênio) de uma estação de tratamento anaeróbia de esgotos domésticos, operando em escala real. O estudo realizou-se no primeiro semestre de 2013. Avaliou-se, por meio de análises físico-químicas, a remoção de matéria orgânica sob a forma de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) e Demanda Química de Oxigênio (DQO), como também a remoção de nitrogênio e fósforo. Os resultados obtidos, em relação à eficiência de remoção da matéria orgânica foram de 69,99% e 65,63%, para a DBO e DQO, respectivamente. No que diz respeito à remoção de nitrogênio e fósforo foram de 83,56% e 12,29%, respectivamente, a ETE mostrou-se normal, uma vez comparada com outros sistemas anaeróbios. Pode-se dizer que, de acordo com a caracterização verificada da ETE (afluente e efluente), pode-se notar que tal sistema encontra-se em sua faixa adequada em termos de eficiência de remoção de nitrogênio, DBO e DQO, deixando a desejar a remoção de fósforo. Portanto, o processo de digestão anaeróbia desenvolveu-se de forma coerente a ETE, considerando o clima tropical da região.

Palavras-chave: Sistema anaeróbio, tratamento de esgotos e reatores anaeróbios.

1. INTRODUÇÃO

Existe hoje no Brasil um grande déficit de saneamento básico. Embora uma grande parcela da população seja atendida pelo sistema de abastecimento de água, o mesmo não acontece quanto à coleta e tratamento de esgotos. Este panorama também é

uma realidade de Maceió, capital de Alagoas, onde apenas cerca de 27% da população é atendida por rede coletora de esgotos sanitários.

O Sistema de Tratamento e de disposição final dos efluentes da maior parte da cidade de Maceió consiste de tratamento primário e disposição final por Emissário Submarino. As unidades que compõem o sistema são: remoção de sólidos grosseiros por grades mecanizadas (grossas e finas); Estação Elevatória de Esgotos (5 bombas de 350 cv) com respectiva subestação; Calha Parshall; Caixa de areia aerada com respectiva casa de compressores; Emissário submarino. O Emissário Submarino recebe esgoto coletado e o envia a cerca de 3,6 km da praia, onde a lâmina mínima de água é de 15 m e a corrente tem direção sul em praticamente todo o ano.

A vazão média de esgotos em Maceió é de 2,6 m^3/s e existe rede em apenas 30% da cidade, onde atualmente o sistema de disposição final funciona com apenas 20% de sua capacidade. O restante do esgoto não coletado tem como destino final o sistema individual, geralmente composto por fossas sépticas e sumidouros, ou em alguns locais apenas por sumidouros (VALE, 2006; CASAL,2013).

Outros tipos de tratamento são empregados em esgotos domésticos e industriais para reduzir a carga poluidora nos corpos hídricos como os que envolvem os processos biológicos para a remoção da matéria orgânica e processos biológicos e/ou físicos e químicos para remoção de nutrientes. Mas para a remoção de nutrientes, os processos biológicos tornaram-se mais atrativos em relação aos físicos e químicos, pois apresentam algumas vantagens como: custos bem menores, não ocorre o aumento das concentrações de sais nos efluentes e evita a produção de lodos oriundos de processos com precipitação química (BRASIL, 2010).

Quando se trata de sistemas anaeróbios, nota-se sua importância, pois este é uma das alternativas mais antigas de tratamento de esgotos, e que ainda hoje é empregado como um dos sistemas anaeróbios mais eficientes em relação à remoção de sólidos. Diante disto, é que processos anaeróbios para tratamento de esgotos são bastante eficientes, principalmente na remoção de matéria orgânica, em climas tropicais. Apresentam grandes vantagens: ocupam pequenas áreas; produzem pouco lodo, estabilizado; não consomem energia; não necessitam de equipamentos eletromecânicos; e requerem construção e operação relativamente simples (CHERNICHARO, 1997; SILVA *et al*., 2008).

Recentemente, tem-se dado ênfase nas remoções de nitrogênio e fósforo de efluentes, principalmente porque o lançamento excessivo desses nutrientes causa a eutrofização, estimulam o crescimento de algas, cianobactérias e macrófitas, causando sérios desequilíbrios nos corpos d'água receptores, como por exemplo, aparência indesejável de águas límpidas, odor e baixos níveis de oxigênio dissolvido, afetando a respiração de peixes e demais organismos aquáticos (BRASIL, 2010).

Neste contexto, este estudo objetiva verificar a eficiência de remoção de nitrogênio e fósforo de uma Estação de Tratamento de Esgoto Sanitário, como também analisar a dinâmica da matéria orgânica quanto a sua percentagem de remoção.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Estação de Tratamento de Esgoto

A Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) localiza-se em um residencial no bairro do Tabuleiro dos Martins na cidade de Maceió no estado de Alagoas. Esta trata a água residuária de 504 apartamentos e possui uma vazão de esgoto estimada em 240 m^3/dia. A água que sai dos apartamentos vai para a ETE que é composta de um pré-tratamento para remoção de sólidos grosseiros e areia, tratamento secundário composto por dois reatores UASB seguidos por dois filtros percoladores aeróbios e desinfecção feita através de radiação ultravioleta.

2.2 Análises Físico Químicas

Analisou-se a eficiência da ETE no que diz respeito a nitrogênio e fósforo, como também a remoção de matéria orgânica na forma de Demanda Química de Oxigênio (DQO) e Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO).

As amostras foram coletadas em frascos de polietileno, na entrada (afluente) e saída da ETE (efluente). Estas amostras foram coletadas, acondicionadas e preservadas segundo normas do Guia de Coleta e Preservação de Amostra (CETESB, 1997). A Tabela 01 mostra os parâmetros analisados em laboratório. Todas as análises foram realizadas em conformidade com as técnicas descritas no Standart Methods for Examination of Water and Wastewater (1998).

Tabela 01-Parâmetros analisados em laboratório, e seus respectivos métodos analíticos

Parâmetros	Unidade	Método Analítico
pH	-	Potenciométrico
DQO	mg/L	Refluxação Fechada
DBO	mg/L	Winckler modificado
Amônia	mg/L	Micro Kjeldhal
Nitrito	mg/L	Espectrofotométrico
Nitrogênio Total*	mg/L	-
Nitrato	mg/L	Espectrofotométrico
Fósforo	mg/L	Ácido ascórbico

*A determinação do nitrogênio total foi realizada pela soma das frações de nitrogênio amoniacal (amônia), nitrito e nitrato.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Apresenta-se a seguir uma avaliação do sistema, como um todo, ou seja, desde a entrada do sistema (esgoto bruto), passando pelos reatores biológicos e pós tratamento UV (esgoto tratado).

3.1 pH

A princípio verificou-se a faixa de pH do afluente (7,70) e do efluente (7,40). De acordo com Cardoso & Alcântara (2009) tais valores encontram-se em uma faixa adequada para afluente e efluente, considerando as características de ETEs anaeróbias. De acordo com Chernicharo (1997), o pH é um dos fatores ambientais que mais interferem no processo de digestão anaeróbia em uma ETE, a atividade biológica é extremamente dependente deste parâmetro.

3.2 DBO e DQO

A Tabela 02 apresenta os valores das concentrações e eficiências de remoção de DBO e DQO obtidos na pesquisa. Observam-se nitidamente as características principais para o sistema de tratamento em estudo: adequada remoção de DBO e DQO.

De acordo com Vargas *et al*. (2008), em um mesmo tipo de tratamento abordado

neste trabalho, apresentaram o valor médio de eficiência de remoção de DQO de 72%. Na ETE em estudo verificou-se eficiências de 65,99% e 65,63%, em relação à DBO e DQO, respectivamente, sendo uma eficiência aceitável, comparada com os últimos autores citados.

Tabela 02 - Valores e eficiências de remoção de DBO e DQO

Parâmetro	Afluente	Efluente
	Valores (mg/L)	
DBO	544,10	185,69
DQO	1092,21	375,39
	Eficiências de Remoção (%)	
DBO	65,99%	
DQO	65,63%	

Cardoso & Alcântara (2009) verificaram uma eficiência de remoção de DBO e DQO de 68,24 % e 69,21 %, respectivamente, valores semelhantes aos da presente pesquisa, 65,99% e 65,63%, respectivamente.

De acordo com a caracterização verificada da ETE (afluente e efluente), pode-se notar que tal sistema encontra-se operando em sua faixa adequada em termos de eficiência de DBO e DQO.

3.3 Nitrogênio e Fósforo

Em relação ao nitrogênio e fósforo os resultados divergiram no que diz respeito à eficiência de remoção. Necessita-se que o efluente advindo dos reatores sejam submetidos a um pós-tratamento a fim de remover, sobretudo, nutrientes (nitrogênio e fósforo) e organismos patogênicos.

Tabela 03 - Concentrações e eficiências de remoção de Nitrogênio e Fósforo

Parâmetro	Afluente	Efluente
	Concentração (mg/L)	
Nitrogênio amoniacal	47,74	63,14
Nitrito	336,56	0,02

Nitrato	0,04	0,02
Nitrogênio Total	384,34	63,18
Fósforo Total	6,83	5,99
	Eficiências de Remoção (%)	
Nitrogênio Total	83,56	
Fósforo Total	12,29	

4. CONCLUSÃO

O sistema de tratamento analisado mostrou-se muito vantajoso (a alta relação benefício/custo) pelo seu desempenho na remoção de matéria orgânica, além da satisfatória relação de remoção das frações de nitrogênio, contudo não houve uma boa remoção de fósforo.

A relação DQO/DBO foi próximo de um (0,994) o que indica que o tratamento se mostra eficiente em relação à matéria orgânica.

Portanto, comprova-se que, os reatores anaeróbios do tipo UASB são bastante eficientes na remoção de matéria orgânica, e possuem razoável remoção de nutrientes quando associados a um pós tratamento físico químico.

No caso de necessidade de uma maior remoção de fósforo, propõe-se de acordo com Gebara (2006) a utilização de um flotador e a adição de coagulantes (cloreto férrico).

5. REFERÊNCIAS

APHA (AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION). **Standard methods for the examination of water and wasterwater**; 19thed. Washington, D, C., 1998.

BRASIL, D. P. **Remoção Biológica de Matéria Orgânica e Nutrientes de Esgotos Sanitários Utilizando Reatores em Bateladas Sequenciais.** 86f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia ambiental) – Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, PB, 2010.

CARDOSO, P. H.G.; ALCANTARA, R. L. Eficiência De Uma Estação De Tratamento Anaeróbio De Esgotos Domésticos: Estabilidade Operacional E Remoção De Matéria Orgânica. In: IV Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte e Nordeste de Educação Tecnológica, 4. **Anais...** Belém, PA, 2009.

CASAL (COMPANHIA DE SANEAMENTO DE ALAGOAS). **Esgotamento sanitário.** Disponível em: <http://www.casal.al.gov.br/atuacao/esgotamento-capital/>. Acesso em 18 de março de 2013.

CHERNICHARO, C. A de. L. **Reatores Anaeróbios**. Belo Horizonte: UFMG, 1997. 246p.

GEBARA, DIB. **Desempenho de um reator anaeróbio de leito fluidizado no tratamento de esgoto sanitário.** Tese (Engenharia Hidráulica e Sanitária) – Escola Politécnica da Universidade de São Paulo. Ed. Rev. São Paulo, 400 p. 2006.

SILVA, L. C. B da. MENDONÇA, W. F de.; ANDRADE NETO, C. O de. **Eficiência na Remoção de Sólidos em um Decanto Digestor com Filtro Anaeróbio acoplado**. Departamento de Engenharia Civil - Centro de Tecnologia. Universidade Federal do Rio Grande do Norte. Disponível em: <http://www.ufrn.br/sites/producao_ct/sec3_8.html>. Acesso em: 18 nov. 2008.

SOUSA, J. T.; HAANDEL, A.; LIMA, E. P. C.; HENRIQUE, I. N. Utilização de Wetland Construído no Pós-Tratamento de Esgotos domésticos Pré-Tratados em Reator UASB. **Revista Eng. sanit. ambient**. V.9 nº 4, 285-290, 2004.

VALE, M. B do. **Avaliação da Eficiência de Matéria Orgânica e Microbiológica de Três sistemas de lagoas de estabilização em série na grande Natal-RN:** Beira Rio, Jardim Loiola I e Jardim Loiola II. 110f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária) – Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, RN, 2006.

VARGAS, G. M dos. R.; SILVA, F. D da.; ANDRADE NETO, C. O de.; MELO, J. L de. S.; MELO, H. N de. S. Eficiência na Remoção de Matéria Orgânica sob a forma de

DBO e DQO total e solúvel no Sistema TS-FAN. In: CONGRESSO INTERAMERICANO DE ENGENHARIA SANITÁRIA E AMBIENTAL, 27. **Anais...** ABES - Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Disponível em: <http://www.ingenieroambiental.com/newinformes/dbo.pdf>. Acesso em: 27 nov. 2008.

LEI 9.433/97: GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS NO TERRITÓRIO BRASILEIRO

Renata Segovia Sommer

Mestranda no Curso de Mestrado Profissional em Planejamento Ambiental, Universidade Católica do Salvador – UCSal. Bolsista da Fundação de Amparo à Pesquisa do Estado da Bahia – FAPESB. Especialista em Educação e Gestão Ambiental, Faculdade Iguaçú - ESAP – Instituto de Estudos Avançados e Pós-graduação, Cascavel/PR. Bióloga, formada pela Universidade Católica de Pelotas - UCPel. E-mail: resegovias@hotmail.com

Resumo

Os recursos hídricos tornaram-se alvo de discussões mundiais, onde os países buscam soluções sobre a melhor foram de recuperação e conservação dos mesmos. A idéia de inesgotabilidade que perdurou durante muito tempo contribuiu para a cultura de desperdício e descaso com sua utilização. O Brasil é um país privilegiado, pois detém 12% da água doce disponível para consumo do mundo, por outro lado, o processo de industrialização, a urbanização e o crescimento populacional desordenado aliado à ausência de planejamento ambiental colaboraram para a alteração do cenário hídrico brasileiro. A Lei 9.433/97 institui a Política Nacional dos Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) e estabelece que a gestão das águas deve ocorrer de forma descentralizada e participativa, envolvendo o poder público, e as comunidades em geral. Além disso, visa através do desenvolvimento sustentável assegurar água de boa qualidade a atual e as gerações futuras. Dessa forma, esse artigo surge com o objetivo de discutir os instrumentos de gestão dos recursos hídricos no território brasileiro, estabelecidos no Capítulo IV da Lei 9.433/97.

Palavras-chave: Políticas públicas; Gestão hídrica; Lei 9.433/97.

1 INTRODUÇÃO

Atualmente os recursos hídricos são considerados como uma das principais preocupações mundiais, diversos países manifestam-se e discutem o assunto através da participação em conferências internacionais que tratam da necessidade de planejamento ambiental e proteção dos corpos de água.

O crescimento populacional e a falta de planejamento urbano resultam numa ocupação desordenada do espaço, como conseqüência surge um processo crescente de degradação ambiental, em especial dos recursos hídricos.

Nosso país possui uma situação privilegiada, pois dispõe de 12% da água doce disponível no mundo, apresenta uma extensa malha hidrográfica que está dividida em seis bacias: Amazonas, Tocantins, São Francisco, Paraná, Paraguai e Uruguai. Por se tratar de um país tropical as condições climáticas proporcionam chuvas abundantes e regulares em grande parte do território (EMBRAPA, 1992).

O fato da água estar distribuída mundialmente de uma forma desigual, evidencia a importância de políticas nacionais e internacionais de gerenciamento e controle dos recursos hídricos.

No Brasil, o Plano Nacional dos Recursos Hídricos constitui o primeiro instrumento da Política Nacional dos Recursos Hídricos, instituída pela Lei 9.433/97. Essa legislação prevê os usos múltiplos das águas, destaca a priorização do uso em caso de escassez para consumo humano e animal, define as bacias hidrográficas como unidade fundamental de planejamento e gestão dos recursos hídricos, assegura o direito de participação das comunidades na tomada de decisão sobre o gerenciamento das bacias hidrográficas além de prever que os órgãos do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos promovam uma gestão descentralizada e integrada (PLANO NACIONAL DE RECURSOS HÍDRICOS, 2006).

Diante desses fatos, esse artigo surge com o objetivo de discutir os instrumentos de gestão dos recursos hídricos no território brasileiro, estabelecidos no Capítulo IV da Política Nacional dos Recursos Hídricos, instituída pela Lei 9.433/97.

2 POLÍTICA NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS (LEI 9.433/97)

A Política nacional dos Recursos Hídricos (PNRH) instituída pela Lei 9.433/97 surgiu com a necessidade de proteger os recursos hídricos das diferentes formas de degradação. Essa lei cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos (SINGREH) e estabelece que a gestão das águas ocorra de forma descentralizada e participativa, envolvendo o poder público, os usuários dos recursos hídricos e as comunidades em geral.

De acordo com Ferreira & Ferreira (2006) a Política Nacional dos Recursos Hídricos veio para organizar o setor hídrico no país, estabelecendo diretrizes que procuram articular o planejamento com os usos preponderantes, buscando integrar-se com o planejamento regional, estadual e nacional. Define papéis, funções e competências de cada um dos seus componentes.

Nesse sentido, o artigo1º da Política Nacional de Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes fundamentos: I - a água é um bem de domínio público; II - a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico; III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais; IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas; V - a bacia hidrográfica e a unidade territorial para implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos; VI - a gestão dos recursos hídricos deve ser descentralizada e contar com a participação do Poder Público, dos usuários e das comunidades

Pode-se observar no artigo supracitado que a água é um bem de domínio público, partindo desse pressuposto, para gerenciar os recursos hídricos, é fundamental que haja o envolvimento da comunidade, principalmente na etapa de planejamento.

Desse modo, as comunidades poderão opinar sobre as formas de uso dos recursos hídricos da região além de conhecer as normas e diretrizes de conservação e desenvolvimento do território de forma sustentável (PIRES & SANTOS, 1995).

Os objetivos, expressos no artigo 2º definem a importância de assegurar a disponibilidade de água para as gerações futuras, observando os padrões e qualidade destinados as diferentes formas de uso; destacam a utilização integrada dos recursos hídricos visando o desenvolvimento sustentável; também fazem menção a importância da prevenção e defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou antrópica.

O artigo 5º da Lei 9.433/97 estabelece os instrumentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos, são eles: os Planos de recursos Hídricos; o enquadramento dos corpos de água em classes, segundo os usos preponderantes da água; a outorga dos direitos de uso dos recursos hídricos; a compensação a municípios (vetado) e O Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

3.1 Dos planos de recursos hídricos

De acordo com o que rege a Lei 9.433/97, os Planos dos Recursos Hídricos são planos diretores que objetivam fundamentar e orientar a implementação e gerenciamento dos recursos hídricos. No artigo 7º ficam estabelecidos os conteúdos mínimos que deverão ser abordados durante a implementação dos programas e projetos que fazem parte dos Planos de Recursos Hídricos.

Dentre os conteúdos que deverão ser abordados estão o diagnóstico da situação atual dos recursos hídricos, análise entre alternativas de crescimento demográfico, balanço entre disponibilidades e demandas futuras dos recursos hídricos, metas de racionalização de uso, programas e medidas que devem ser tomadas para implantação dos projetos estabelecidos pelo plano, entre outros.

O artigo 8º prevê que os Planos dos Recursos Hídricos deverão ser elaborados por bacia hidrográfica, por Estado e para o País. Monteiro & Moreira (1997) apud Santilli (2001), ao refletir sobre o artigo argumentam que isso acarretaria na elaboração de planos que abrangeriam áreas territoriais divergentes ou conflitantes, já que a divisão política dos Estados não deve se sobrepor ao de bacia hidrográfica. Nosso país é formado por uma rede hidrográfica que abrange

mais de um Estado, dessa forma, se não for bem integrado pode ocasionar conflitos nas bacias hidrográficas que atingem mais de um Estado (SANTILLI, 2001).

3.2 O enquadramento dos corpos de água em classes

O artigo 9º trata do enquadramento dos corpos de água em classes, de acordo com os usos preponderantes. Essa classificação visa assegurar qualidade compatível a água de acordo com a destinação, bem como diminuir os custos de combate à poluição através de ações preventivas permanentes.

A Resolução 357/05 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), "Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências".

No artigo 3º da Resolução 357/05 fica estabelecido que as águas doces, salobras e salinas do Território Nacional serão classificadas segundo a qualidade exigida para seus usos preponderantes em treze classes de qualidade. Tal classificação encontra-se nas Seções I, II e III da legislação citada anteriormente.

O enquadramento dos corpos de água em classes é um instrumento de planejamento ambiental, assim é possível estabelecer o nível de qualidade a ser alcançado ou mantido em um corpo hídrico ao longo do tempo. Ou seja, enquadrar um corpo de água não significa identificar sua classe atual e sim propor que o corpo de água adquira ou mantenha um nível de qualidade (classe) em determinado período, de acordo com os usos a que se destina (SANTILLI, 2001).

3.3 A outorga de direitos de uso dos recursos hídricos

O objetivo de conceder outorga de direito de uso dos recursos hídricos de acordo com o artigo 11 é assegurar o controle qualitativo e quantitativo dos usos da água, superficiais ou subterrâneas e o exercício dos direitos de acesso.

Fica especificado no artigo 12 da Lei 9.433/97 os usos dos recursos hídricos que estão sujeitos a outorga pelo Poder Público: I - derivação ou captação de parcela da água existente em um corpo de água para consumo final, inclusive abastecimento público, ou insumo de processo produtivo; II - extração de água de aqüífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo; III - lançamento em corpo de água de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, tratados ou não, com o fim de sua diluição, transporte ou disposição final; IV - aproveitamento dos potenciais hidrelétricos; V - outros usos que alterem o regime, a quantidade

ou a qualidade da água existente em um corpo de água. § 1º Independem de outorga pelo Poder Público, conforme definido em regulamento: I - o uso de recursos hídricos para a satisfação das necessidades de pequenos núcleos populacionais, distribuídos no meio rural; II - as derivações, captações e lançamentos considerados insignificantes; III - as acumulações de volumes de água consideradas insignificantes. § 2º A outorga e a utilização de recursos hídricos para fins de geração de energia elétrica estará subordinada ao Plano Nacional de Recursos Hídricos, aprovado na forma do disposto no inciso VIII do art. 35 desta Lei, obedecida a disciplina da legislação setorial específica.

Os termos de outorga serão efetivados por meio de ato de autoridade competente do Poder Executivo Federal, de acordo com o domínio executivo que estão submetidas as águas. A competência para emissão das outorgas dos corpos hídricos de domínio da União é da Agencia Nacional das Águas (ANA), podendo ser delegadas aos estados e ao Distrito Federal (PLANO NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS, 2006).

3.4 A cobrança pelo uso dos recursos hídricos

De acordo com o artigo19 da Lei 9.433/97, a cobrança pelo uso dos recursos hídricos tem os seguintes objetivos: I - reconhecer a água como bem econômico e dar ao usuário uma indicação de seu real valor; II - incentivar a racionalização do uso da água; III - obter recursos financeiros para o financiamento dos programas e intervenções contemplados nos planos de recursos hídricos.

Para Ferreira & Ferreira (2006), a atribuição de valores econômicos para o uso das águas objetiva estabelecer critérios de uso, tornando-se uma forma de utilizar esse recurso com o compromisso de conservá-lo. Assim o usuário torna-se capaz de identificar o valor real, incentivando mudança de comportamento, no sentido de evitar o desperdício e conscientizar-se sobre a importância do uso racional dos recursos hídricos.

Serão cobrados valores específicos pelo uso dois recursos hídricos que estão sujeitos a outorga, estabelecidos no artigo 12. Quanto à fixação de valores referentes ao uso dos recursos hídricos, fica estabelecido no artigo 21 que para a cobrança deverá ser observado o volume de água retirado e sua variação, bem como o lançamento de esgotos e demais resíduos líquidos ou gasosos, também serão analisados o volume lançado e as características físico-químicas, biológicas e de toxidade do efluente.

O artigo 22 diz que: “Os valores arrecadados com a cobrança pelo uso de recursos hídricos serão aplicados prioritariamente na bacia hidrográfica em que foram gerados...”. Estes

ainda poderão ser aplicados em projetos que beneficiem a coletividade, a qualidade, a quantidade e o regime de vazão dos corpos hídricos.

Para estabelecer valores econômicos aos recursos hídricos deve ser levado em consideração o preço da conservação, recuperação e distribuição dos mesmos. Porém deve ocorrer exceção quando esta for utilizada para suprir as necessidades humanas e animais (MACHADO, 2002).

3.5 A compensação aos municípios

Embora tenha sido vetado o artigo 24, a compensação a municípios continua a fazendo parte da Lei 9.433/97 como instrumento da Política Nacional de Recursos Hídricos, visto que o inciso V não foi vetado. Assim, ele não pode ser utilizado enquanto não forem superadas as razões do veto à sua regulamentação, bem como enquanto esta não for estabelecida (PLANO NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS (2006).

3.6 Sistema de informações sobre recursos hídricos

De acordo com o Plano Nacional dos Recursos Hídricos (2006), a característica principal do Sistema de Informações é produzir, sistematizar, disponibilizar dados e informações sobre a situação hídrica em termos de quantidade e qualidade de água para os mais diversos usos, em relação aos ecossistemas apresentar dados relacionados às pressões antrópicas existentes da área da bacia.

O artigo 26 dispõe sobre os princípios básicos de funcionamento do Sistema de Informações Sobre Recursos Hídricos: I - descentralização da obtenção e produção de dados e informações; II - coordenação unificada do sistema; III - acesso aos dados e informações garantido à toda a sociedade.

Os objetivos do Sistema de Informações Sobre Recursos Hídricos, estabelecidos no artigo 27 são: I - reunir, dar consistência e divulgar os dados e informações sobre a situação qualitativa e quantitativa dos recursos hídricos no Brasil; II - atualizar permanentemente as informações sobre disponibilidade e demanda de recursos hídricos em todo o território nacional; III - fornecer subsídios para a elaboração dos Planos de Recursos Hídricos.

Segundo Santilli (2001), é um instrumento que visa incorporar à Lei 9.433/97 o princípio da transparência e publicidade na gestão dos recursos hídricos, fazendo jus ao princípio que

estabelece uma gestão compartilhada entre usuários, sociedade civil e Poder Público Federal, Estadual e Municipal.

É um modelo de gestão das bacias hidrográficas onde a sociedade participa ativamente no processo decisório, além disso, as informações sobre os recursos hídricos servem como base para a distribuição de informações confiáveis (PLANO NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS, 2006).

4 CONSIDERAÇÕES FINAIS

O fato do Brasil possuir uma grande quantidade de água doce desperta na população a impressão desse recurso ser infinito, inesgotável. No entanto, a má distribuição geográfica faz com que algumas áreas do país sofram com a seca.

Características como o adensamento populacional, a industrialização, o desmatamento, e a ausência de esgoto sanitário comprometem a qualidade dos recursos hídricos e consequentemente ocasionam a contaminação e degradação das bacias hidrográficas.

O Plano Nacional dos Recursos Hídricos surge com intuito de gerenciar as bacias hidrográficas de forma participativa e descentralizada envolvendo todas as esferas da sociedade, através de discussões que resultem em programas e metas voltadas ao desenvolvimento sustentável.

Dessa forma, a Política Nacional dos Recursos Hídricos, estabelecida pela Lei 9.433/97 surgiu como um instrumento legal de gestão das bacias hidrográficas brasileiras, tendo como objetivo assegurar a disponibilidade de água para a geração atual e futuras, respeitando os padrões de qualidade especificados para cada tipo de uso.

Convém destacar aqui o quanto é importante respeitar as características ambientais e as peculiaridades das bacia hidrográfica, pois cada região tem as suas formas preponderantes de uso. Essa atitude evita que ocorra conflitos maiores entre os órgãos gestores e usuários, tornando-se mais fácil cumprir as metas estabelecidas na legislação.

Ao considerar que a Lei 9.433/97 baseia-se no fundamento da água ser um bem de domínio público, a participação popular no processo de gerenciamento dos recursos hídricos permite que a sociedade exerça o seu direito de cidadão. No entanto é importante buscar alternativas que possibilitem maior acesso aos comitês de bacias hidrográficas, assim estes podem se transformar num espaço de discussão e educação ambiental visando a melhor forma de gerenciar esse recurso.

Diante desses fatos, é possível considerar que as políticas públicas atuais voltadas para a gestão dos recursos hídricos garantem que a água seja tratada como um bem coletivo, além disso, destaca a importância da sua conservação. No entanto, para que a Política Nacional dos Recursos Hídricos torne-se efetiva é preciso que ocorra fiscalização, pois de nada adianta o país ter uma excelente legislação se esta não for colocada em prática.

5 REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL. CONAMA. Resolução 357/2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br> Data de acesso: 24 de nov. 2012.

BRASIL. POLÍTICA NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS. Lei 9.433/97. Disponível em: <http://www.mma.gov.br> Data de acesso: 24 de nov. 2012.

EMBRAPA. **Atlas do Meio Ambiente do Brasil.** ed. Terra Viva. 1992.

FERREIRA, G. L. B. V.; FERREIRA, N. B. V. Fundamentos da Política Nacional dos Recursos Hídricos. **XIII SIMPEP.** Bauru, SP, Brasil. p. 1-11. nov/2006.

MACHADO, P. A. L. **Direito Ambiental Brasileiro**. 10 ed., São Paulo: Malheiros editores, 2002.

MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Programas do MMA.** Disponível em: <http://www.mma.gov.br/component/k2/item/8272-programas-mma> Data de acesso: 22 de nov. 2012.

PLANO NACIONAL DOS RECURSOS HÍDRICOS. Síntese Executiva – português. Ministério do Meio Ambiente. Secretaria de Recursos Hídricos – Brasília: MMA, 2006.

PIRES, J. S. R.; SANTOS, J. E. Bacias Hidrográficas - Integração entre meio ambiente e desenvolvimento. Ciência Hoje. v. 19, n. 110, p. 40-45, 1995.

SANTILLI, J. F. R. A Política Nacional de recursos Hídricos (Lei 9.433/97) e sua implicação no Distrito Federal. **Rev. Fund. Esc. Super. Minist. Público.** v. 17, n. 9, p. 144-179. jan./jun. 2001.

APRESENTAÇÃO PAINEL

CARACTERIZAÇÃO QUÍMICA DA ÁGUA RESIDUÁRIA APLICADA À CULTURA DA BANANEIRA

Aaron de Sousa Alves[1]; Vera Lúcia Antunes de Lima[2]; Célia Silva dos Santos[3]; Patrícia Ferreira da Silva[4]

[1]Engenheiro Agrônomo, Doutorando em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Campina Grande - CTRN/UFCG, Rua Aprígio Veloso, CEP: 58.109-970, Campina Grande, PB. E-mail: aaron.agro@gmail.com;
[2]Engenheira Agrícola, Profª Drª da Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola - CTRN/UFCG. E-mail: antuneslima@gmail.com
[3]Estudante de agronomia pela Universidade Federal de Alagoas - UFAL, Campus de Arapiraca-AL, CEP: 57309-005. E-mail: celia_agron@hotmail.com.
[4]Engenheira Agrônoma, Mestranda em Engenharia Agrícola pela Universidade Federal de Campina Grande - CTRN/UFCG. E-mail: tycyafs@hotmail.com.

Resumo: A irrigação com águas residuárias pode trazer benefícios econômicos incontestáveis, devido a aumentos de produtividade e seu potencial fertilizante, pois contem nutrientes, essenciais às culturas, frequentemente aportados ao solo através das irrigações. Desse modo, propôs-se este estudo com o objetivo de realizar o monitoramento da qualidade química da água residuária do rio Bodocongó, utilizada irrigação da cultura da bananeira cv. Pacovan no Agreste paraibano. O monitoramento dos parâmetros químicos da água residuária, foi realizado entre os meses de setembro de 2011 e novembro de 2012, na fazenda Ponta da Serra, município de Queimadas-PB. Assim, em meio a esta proposta, constatou-se que as maiores concentrações de K^{+}, Ca^{++}, Mg^{++}, Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-}, encontrados na água do rio Bodocongó, foram obsevadas em períodos de estiagens. Os teores de Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-} encontrados na água do rio Bodocongó excedem os limites máximos recomendados pelas diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação e, portanto, apresenta restrições severas quanto a sua utilização em sistemas irrigados.

Palavras-chave: reuso, aporte de nutrientes, bananicultura irrigada

1. INTRODUÇÃO

Diante da busca pelo desenvolvimento sustentável e do uso racional de recursos naturais, a implantação de sistemas de irrigação se torna uma necessidade nas regiões de escassez sazonal de água e com grande produtividade agrícola (REIS et al., 2011). Neste sentido, Alvarez et al. (1999) alertam ainda que a água utilizada em sistemas produtivos irrigados, pode afetar um sistema de irrigação desde a cultura até as propriedades do solo. O que, segundo Sano et al. (2005) tem sido objeto de constante preocupação, principalmente em função do aumento das áreas irrigadas. Esta particularidade leva Figueiredo et al. (2009) ressaltarem que a agricultura irrigada depende tanto da quantidade como da qualidade da água, porém os aspectos de qualidade têm sido constantemente desprezados.

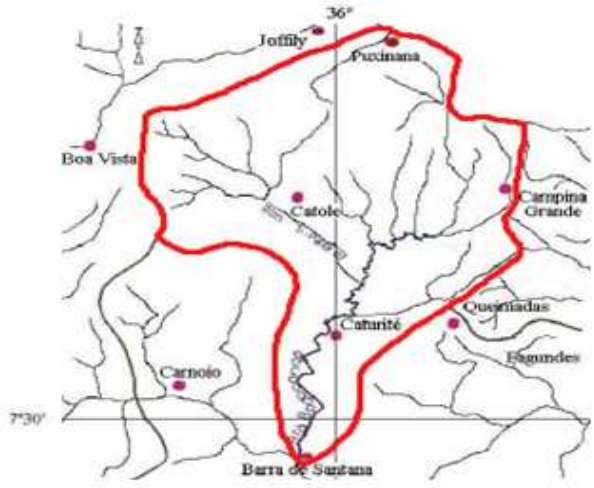
Este fato demonstra claramente a importância de se realizar o monitoramento da água de irrigação ao longo do ciclo produtivo das culturas, principalmente quando se utiliza água de qualidade inferior em sistemas produtivos irrigados, onde estas, quando manejadas inadequadamente, podem representar uma ameaça para o desenvolvimento e a sustentabilidade da atividade. Neste sentido, Silva et al. (1999) ressaltam que a utilização destas águas pode aumentar o pH do solo e promover desequilíbrio nutricional às culturas, principalmente à bananeira, que é muito sensível ao desequilíbrio de nutrientes no solo. Segundo Silva e Carvalho (2005), dentre os vários fatores ligados ao sistema de produção da bananeira, a nutrição é de fundamental importância, pois, para alcançar alta produtividade econômica, é necessário que a cultura esteja equilibrada nutricionalmente. Para Rangel et al. (2007), isto se dá devido a existência de uma grande quantidade de fatores que regulam o crescimento e o desenvolvimento das plantas, onde a magnitude e a combinação destes fatores é que determinam o incremento dos rendimentos na produção da cultura.

Por outro lado, o aproveitamento de águas residuárias em sistemas produtivos irrigados, tem sido largamente empregada em diversas regiões do País. Constituindo-se em uma alternativa viável, principalmente em função dos benefícios econômicos proporcionados em função da presença de elevados teores de nutrientes essenciais às culturas como nitrogênio, fósforo, potássio e micronutrientes, reduzindo consideravelmente gastos com aquisição e aplicação fertilizantes químicos.

Desse modo, propôs-se este estudo com o objetivo de realizar o monitoramento da qualidade química da água residuária do rio Bodocongó, que recebe esgotos domésticos da cidade de Campina Grande-PB.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A Sub-bacia hidrográfica do Rio Bodocongó (Figura 1) está localizada na região Sudeste do Estado da Paraíba, abrange uma área de aproximadamente 981 Km^2 e é parte integrante da Bacia do Rio Paraíba (CEBALLOS et al., 2001). Suas nascentes estão localizadas no município de Puxinanã a 691 m de altitude, sob as seguintes coordenadas geográficas 35º 57' W e 7º 33' S. A partir deste ponto, o rio segue seu curso natural, passando pelos municípios de Campina Grande, Caturité e Queimadas, no sentido Norte-Sul até desaguar no Rio Paraíba, sob as coordenadas de 35º 59' W e 7º 33'2 S, no município de Barra de Santana a uma altitude de 350 m. Apresentando, assim, uma extensão de aproximadamente 75,5 Km e largura variando de 6 a 12 m em função dos períodos de estiagem e chuvoso, apresentando em seu leito uma morfologia bastante variada (MAYER et al., 1998).



Fonte: http://nossobodocongo.blogspot.com.br/2011/08/mapa-da-bacia-do-rio-bodocongo.html

Figura 1. Mapa representativo da bacia hidrográfica do Rio Bodocongó

Soares et al. (2001) destacam ainda, que o Rio Bodocongó apresentava originalmente um regime intermitente, mas, que é perenizado no trecho que corta a cidade de Campina Grande a jusante do Açude de Bodocongó, em função das constantes descargas de esgotos "in natura" e cerca de 0,26 m^3 s^{-1} de efluentes

provenientes da Estação de Tratamento de Esgotos - ETE do município de Campina Grande. Em meio a esta problemática, Mayer et al. (1998) destacam ainda que em toda sua extensão estão estabelecidos um grande número de pequenos e médios agricultores, desenvolvendo irrigação irrestrita de diversas culturas tais como: hortaliças, culturas anuais, fruteiras e pastagens. Além desta prática, suas águas também são utilizadas pela população ribeirinha para realização de trabalhos domésticos, dessedentação de animais, recreação, fabricação de tijolos, e lavagem de roupas e utensílios domésticos.

Neste contexto, o monitoramento dos parâmetros químicos da água residuária do rio Bodocongó foi realizado a partir de amostras simples coletadas na fazenda Ponta da Serra, município de Queimadas-PB, durante o período compreendido entre os meses de setembro de 2011 e novembro de 2012. Cujas, amostragens foram realizadas, regularmente entre as 9:00 e 11:00 horas da manhã, a uma profundidade de aproximadamente 50 cm abaixo da superfície da água e próximo ao local de captação de água para irrigação da cultura da bananeira cv. Pacovan, conforme metodologia proposta por Viana et al. (2011). Para tal, utilizou-se garrafas plásticas, com volume de 1000 ml, sendo estas, previamente lavadas com a própria água do local. Após a coleta, os recipientes foram hermeticamente fechados, devidamente identificados e encaminhados para posterior análise.

As coletas para caracterização dos parâmetros: pH, CEa, Ca^{++}, Mg^{++}, Na^{+}, K^{+}, HCO_3^{-}, CO_3^{--}, Cl^{-} e RAS, foram realizadas mensalmente. Sendo as análises efetuadas no laboratório de Irrigação e Salinidade - LIS, da Universidade Federal de Campina Grande - UFCG.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir das avaliações temporais dos parâmetros químicos da água residuária aplicada à cultura da bananeira cv. Pacovan (Tabela 1) verifica-se, que houve grande variabilidade dos parâmetros analisados, como mostram os valores do desvio padrão e principalmente do coeficiente de variação, merecendo especial atenção, sobretudo quanto à sua utilização na irrigação de culturas, em sistemas produtivos.

Tabela 1. Caracterização química da água residuária do rio Bodocongó

Parâmetros	Unidades	Média	D. P.	CV (%)	Máximo	Mínimo	Nível de advertência		
							Nenhum	Médio	Severo
pH*		7,63	0,41	5,39	8,60	7,03	5,5 - 7,0	< 5,5 ou > 7,0	< 4,5 ou > 8,0
C Ea*	dS m^{-1}	2,149	0,687	32,01	3,691	1,182	0,5 - 0,75	0,75 - 3,0	> 3,0
K^+ *	mg L^{-1}	19,73	2,16	10,93	24,24	16,03	-	-	-
Ca^{++} *	mg L^{-1}	68,51	13,38	19,54	85,37	44,29	20 - 100	100 - 200	> 200
Mg^{++} *	mg L^{-1}	69,29	22,96	33,14	122,45	35,26	< 63	> 63	-
Na^+ *	mg L^{-1}	257,05	93,77	36,48	401,38	117,93	< 70	70 - 180	> 180
HCO_3^- *	mg L^{-1}	319,89	80,14	25,05	406,96	163,51	< 40	40 - 180	> 180
CO_3^{--} **	mmol L^{-1}	0,67	0,92	138,42	3,2	-	< 0,1	0,1 - 0,2	> 0,2
Cl^- **	mmol L^{-1}	14,91	6,49	43,52	27,12	7,05	< 3,0	> 3,0	-
RAS		5,14	1,31	25,52	7,12	3,12	< 3,0	3,0 - 6,0	> 6,0

Segundo:* Vieira e Ramos (1999) e **Ayres e Westcot (1999)

Os valores encontrados para o pH mantiveram-se em uma faixa levemente alcalina, situando-se entre 7,03 e 8,6 mínimo e máximo, respectivamente. Sendo este ultimo, obtido ao final do experimento, indicando haver restrições severas quanto à utilização dessa água na irrigação da cultura. Com relação à condutividade elétrica (CE) observa-se, na Tabela 1, uma variação de 1,182 a 3,691 dS. m^{-1}, no entanto, o valor médio obtido para esta variável foi de 2,149 dS. m^{-1} mostrando que a água do rio Bodocongó possui grau de restrição médio, de acordo com os limites estabelecidos por Vieira e Ramos (1999). Ao avaliar a qualidade da água de irrigação quanto aos problemas salinidade e sodicidade, nos municípios de Jaíba e Janaúba, Minas Gerais, FARIA et al. (2009), verificaram valores, médios e modais, de pH superiores a 7,0 para os dois municípios e valores médios de CE das águas de 0,86 dS. m^{-1} (Jaíba) e 1,06 dS. m^{-1} (Janaúba), indicando haver grande variabilidade das características analisadas.

O monitoramento das concentrações de K^+ na água de irrigação (Tabela 1) mostrou que este nutriente apresentou leves oscilações temporais conforme cada período de avaliação, verificando-se um valor médio de 19,73 mg L^{-1}, e portanto, bem superior àqueles frequentemente encontrados em água de irrigação (0 - 2,0 mg L^{-1}) segundo Ayers e Westcot (1999). De acordo com Trani (2001), os valores máximos permissíveis de potássio na água de irrigação, sem provocar perda de produtividade, estão entre 5,08 e 100,07 mg L^{-1}.

Quanto as concentrações de Ca^{++}, independente do período avaliado, os valores encontram-se abaixo de 100 mg L^{-1}, portanto, expressando não haver risco algum quando ao uso na irrigação, enquanto que, para o Mg^{++}, os valores obtidos são superiores a 63,0 mg L^{-1}, portanto ultrapassando a faixa de normalidade, segundo Vieira e Ramos (1999), indicando haver alta variação da qualidade da água empregada na irrigação da cultura da bananeira.

Quanto à variabilidade temporal apresentada pelos teores de Na^{+} na água de irrigação, observa-se na Tabela 1, que as concentrações deste elemento, variaram de 117,93 a 401,38 mg L^{-1}, obtendo-se um valor médio de 257,05 mg L^{-1}, o que a torna imprópria para irrigação. Em estudo realisado no baixo Rio Bodocongó, Magalhães et al. (2002) observaram que as concentrações de sódio aumentaram gradualmente ao longo do curso do rio (de 339 a 549 mg L^{-1}).

Especificamente para o bicarbonato (HCO_3^{-}), o valor médio encontrado na água de irrigação (319,89 mg L^{-1}) indica haver restrições severas quanto a sua utilização na irrigação de culturas, uma vez que, o valor obtido encontra-se acima de 180 mg L^{-1} (VIEIRA e RAMOS, 1999). Pois o bicarbonato é um dos componentes que expressam a alcalinidade da água de irrigação (PAULA et al., 2005). Para o carbonato (CO_3^{--}) foi encontrado um valor médio de 0,67 $mmol_c$ L^{-1}, no entanto, embora se faça ausente em determinados períodos de avaliação, quando presente na água de irrigação, os teores encontrados estiveram acima de 0,2 $mmol_c$ L^{-1}, portanto apresentando grau de restrição severo tornando-a inadequada para o uso na irrigação das culturas (Tabela 1).

As concentrações de cloretos (Cl^{-}) na água de irrigação variaram de 7,05 a 27,12 $mmol_c$ L^{-1} (Tabela 1), portanto ultrapassando os limites máximos recomendados pelas diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação (Ayers e Westcot, 1999). Indicando que essas águas, se aplicadas às culturas sensíveis, possivelmente afetarão seu rendimento. Oliveira et al (2005), obsevaram grandes variações nos valores temporais deste parâmetro na água de irrigação, sendo encontrado valores mínimos de 1,8 e 4,6 $mmol_c$ L^{-1}; e máximos de 6387,2 e 504,6 $mmol_c$ L^{-1}.

Quanto aos riscos de sodificação (RAS) nota-se, com base nos resultados encontrados na Tabela 1, que seu valor oscilou entre 3,12 e 7,12 e 5,14, mínimo, máximo e médio, respectivamente. Evidenciando que, de acordo com os limites estabelecidos pelas diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação

(Ayers e Westcot, 1999), a água aplicada à cultura da bananeira possui grau de restrição severo. Indicando haver uma maior concentração de sódio em ralação ao cálcio e magnésio, e que se aplicada ao solo, podem apresentar uma baixa infiltração, prejudicando assim o desenvolvimento e rendimento das culturas (MONTEIRO et al.,2009).

4. CONCLUSÕES

Com base nos resultados obtidos, constatou-se que as maiores concentrações dos íons K^+, Ca^{++}, Mg^{++}, Na^+, CO_3^{--}, HCO_3^- e Cl^-, encontrados na água do rio Bodocongó, foram obsevadas em períodos de estiagens.

Os teores de Na^+, CO_3^{--}, HCO_3^- e Cl^- encontrados na água do rio Bodocongó excedem os limites máximos recomendados pelas diretrizes para interpretação da qualidade de água para irrigação e, portanto, apresenta restrições severas quanto a sua utilização em sistemas irrigados.

5. REFERÊNCIAS

ALVAREZ V., V. H.; NOVAIS, R. F.; BARROS, N. F.; CANTARUTTI, R. B.; LOPES, A. S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. 1999. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais** – 5° Aproximação. Editora UFV, 1999. p. 25-32.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura: estudos, irrigação e drenagem Manual**. FAO 29. 2 ed. Campina Grande: UFPB, 1999. 153p.

CEBALLOS, B. S. O. de; KÖNIG, A..; ROLIM, H. de O..; ARAÚJO, M. L. de; GUIMARÃES, A. O. **Efeito do represamento na qualidade da água de um rio impactado por esgotos – rio Bodocongó, Campina Grande, PB.** In: 21^{0}Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 2001, João Pessoa. Anais eletrônicos do 21 Congresso da ABES. Rio de Janeiro: ABES, 2001. v. 1, p. 1-9.

FARIA, F. H. de S.; LIMA, L. A.; RIBEIRO, M. S.; SANTOS, S. R.; RIBEIRO, K. M. Avaliação da salinidade, sodicidade e alcalinidade das águas subterrâneas para irrigação em Jaíba e Janaúba, Minas Gerais. **Irriga**, Botucatu, v. 14, n. 3, p. 299-313, jul-set, 2009.

FIGUEIREDO, V. B.; MEDEIROS, J. F.; ZOCOLER, J. L.; SOBRINHO, J. S. Evapotranspiração da cultura da melancia irrigada com água de diferentes salinidades. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 29, n. 02, p.231-240, abr. 2009.

MAGALHÃES, N. F.; CEBALLOS, B. S. O. de; NUNES, A. B. de A.; GHEYI, H. R.; KONIG, A. Principais impactos nas margens do Baixo Rio Bodocongó - PB,

decorrentes da irrigação com águas poluídas com esgoto. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.6, n.1, p.128-135, 2002.

MAYER, M. G. R.; CEBALLOS, B. S. O.; LUCENA, J. H.; KÖNIG, A.; SUASSUNA, E. N. Variação espaço - temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB - Brasil). In: **XXVI Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental**, Lima (Perú), Novembre de 1998.

MONTEIRO, G. S.; SILVA, J. N.; LÔBO, H. L. L. Estudo da razão de adsorção de sódio do rejeito de Dessalinizadores implantados no semiárido paraibano. **Centro Científico Conhecer-Enciclopédia Biosfera**, Goiânia, vol.5, n.8, 2009.

OLIVEIRA, F. M.; FARIAS, S. A. R.; CEBALLOS, B. S. O.; AZEVEDO, C. A. V. de; GHEYI, H. R.; OLIVEIRA, A. K. de. Diagnóstico de qualidade das águas da microbacia do riacho Angico, para fins de irrigação. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.9, p.221-225, 2005.

PAULA, V. de; KATO, M. T.; FLORÊNCIO, L. Qualidade de água usada na agricultura urbana na cidade do Recife. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, PB, v.9, p.123-127, 2005.

RANGEL, A.; PENTEADO, L. A.; TET, R. M. **Micronutrientes para a bananeira**. 2007. Disponível em: http://www.cati.sp.gov.br/Cati/_tecnologias/plantas_frutiferas/micronutri. _banana.php. Acesso em: 07 dezembro de 2012.

REIS, C. F.; VILAS BOAS, M. A.; MERCANTE, E.; HERMES, E.; REISDORFER, M. Avaliação da qualidade da água para irrigação em Salto do Lontra-PR. Engenharia Ambiental - Espírito Santo do Pinhal, v. 8, n. 1, p. 069-078, jan. /mar . 2011.

SANO, E. E.; LIMA, J. E. F. W.; SILVA, E. M. OLIVEIRA, E. C.; Estimativa da variação na demanda de água para irrigação por pivô central no distrito federal entre 1992 e 2002. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v. 25, n. 02, p.508-515, ago. 2005.

SILVA, J. T. A. da; BORGES, A. L.; MALBURG, J. L. **Solos, adubação e nutrição da bananeira**. Informe Agropecuário, Belo Horizonte, v. 20, n. 196, p. 21-36, jan.-fev. 1999.

SILVA, J. T. A.; CARVALHO, J. G. Avaliação nutricional de bananeira Prata-Anã (AAB), sob irrigação no semi-árido do norte de Minas Gerais, pelo método Dris. **Ciência e Agrotecnologia**, Lavras-MG, v. 29, n. 4, p. 731-739, 2005.

SOARES, N. S. C.; CEBALLOS, B. S. O.; OLIVEIRA, É. M..; KÖNIG, A. M. Distribuição espaço temporal de bactérias indicadoras De contaminação e vírus num riacho do trópico semiárido. In: 21^{0}Congresso brasileiro de engenharia sanitária e ambiental, 2001, João Pessoa. **Anais eletrônicos do 21 Congresso da ABES**. Rio de Janeiro: ABES, v.1, p.1-9, 2001.

TRANI, P. E. Hortaliças folhosas e condimentos. In: PEREIRA, M. E.; CRUZ, M. C. P.; RAIJ, B. V.; ABREU, C. A. **Micronutrientes e elementos tóxicos na agricultura**. Jaboticabal: CNPq/FAPESP/POTAFOS, p.293-310, 2001.

VIANA, L. S.; SILVA, K.. G.; BERTOSSI, ALMEIDA. A. P.; MENDES, T. N.; XAVIER, T. M. T. Análise da qualidade da água para fins de irrigação na microbacia do Rio Alegre, ES. **Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer** - Goiânia, vol.7, n.12; 2011.

VIEIRA, R. F.; RAMOS, M. M. Fertirrigação. In: RIBEIRO, A. C.; GUIMARÃES, P. T. G.; ALVAREZ V., V. H. (Ed.). **Recomendação para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais: 5. Aproximação**. Viçosa: Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999. p.25-32.

OCORRÊNCIA DE HERBICIDAS NAS ÁGUAS DO RIO IPOJUCA, PERNAMBUCO

Adson da Silva Gomes Ferreira[1]; Eden Cavalcanti de Albuquerque Junior[2]

[1]Aluno do Programa de Mestrado Profissional. Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP. 50740-540. Recife-PE.

[2]Professor do Programa de Mestrado Profissional. Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP. 50740-540. Recife-PE. eden@itep.br

Resumo. A intensa atividade canavieira ao longo do rio Ipojuca tem sido foco de preocupação quanto à contaminação ambiental por agrotóxicos. Nesse contexto, este trabalho teve por objetivo investigar a ocorrência e o impacto do uso de agrotóxicos na qualidade da água do rio Ipojuca com vistas à proteção ambiental e a saúde pública. Os estudos foram realizados em maio, junho, outubro e novembro de 2012 pela amostragem de água superficial em oito diferentes localizações geográficas empregando-se técnicas de LC-MS/MS para determinação de agrotóxicos. Os resultados mostraram a presença dos herbicidas ametrina e diuron no rio Ipojuca. A concentração média de diuron apresentou variação espaço-temporal de 0,37 (147%) $\mu g.L^{-1}$ em maio, 0,13 (85%) $\mu g.L^{-1}$ em junho, 0,03 (34%) $\mu g.L^{-1}$ em outubro e 0,03 (56%) $\mu g.L^{-1}$ em novembro. As concentrações médias de ametrina mantiveram-se relativamente homogêneas: 0,02 (21%) $\mu g.L^{-1}$ em maio, 0,01 (157%) $\mu g.L^{-1}$ em junho, 0,03 (19%) $\mu g.L^{-1}$ em outubro e 0,02 (19%) $\mu g.L^{-1}$ em novembro. Os níveis de diuron encontram-se acima dos limites estabelecidos pela Diretiva 98/83/CE da UE, no entanto, atende a Portaria MS 2914/2011, USEPA-2009. Os níveis de ametrina atendem à Diretiva 98/83/CE, não havendo regulamentação para as demais portarias citadas. Ambos não são contemplados pela CONAMA 357-2005.

Palavras-chave: Cana-de-açúcar, Agrotóxicos, Recursos hídricos.

1. INTRODUÇÃO

Segundo dados do Ministério da Agricultura Pecuária e Abastecimento (2013), o valor obtido com exportações brasileiras ligadas ao agronegócio foi de US$ 94.591 bilhões em 2011 e no ano de 2012, US$ 96,66 bilhões. No entanto, ervas daninhas, pragas e a infertilidade do solo têm limitado a produção agrícola brasileira, o que tem sido justificado por muitos como sendo os principais fatores relacionados ao uso de defensivos agrícolas. Na última década, o uso de agrotóxicos no Brasil assumiu proporções assustadoras. Dados do Sindicato Nacional da Indústria de Produtos para Defesa Agrícola - SINDAG (2012) informam que entre 2001 e 2011 a venda de agrotóxicos no país saltou de pouco mais de US$ 2 bilhões para mais de US$ 8,5 bilhões, se tornando o maior consumidor mundial de pesticidas.

Neste contexto, os agrotóxicos se apresentam como substâncias cada vez mais utilizadas no controle das pragas na agricultura. O uso frequente, e muitas vezes incorreto, oferece riscos como contaminação das águas superficiais e subterrâneas. A cana-de-açúcar merece destaque por ocupar extensas áreas no Brasil consolidando-se como uma cultura com elevada aplicação de agrotóxicos.

Em Pernambuco, estima-se que a safra de cana-de-açúcar 2012/13 a produção seja de 55.100 $kg.ha^{-1}$, 1,90% maior que na safra anterior. Na cidade de Ipojuca, em 2011, a produção da cultura correspondia a 60.000 $kg.ha^{-1}$. Embora a produtividade da cana-de-açúcar tenha crescido, as plantas daninhas são um dos principais problemas detectados, pois estas competem durante a fase de crescimento.

Os agrotóxicos, especialmente os herbicidas, tem sido muito utilizados pelos agricultores para dirimir pragas e outros interferentes da cultura da cana-de açúcar, porém esses quando aplicados sobre os campos de cultivo, podem atingir os corpos d'água diretamente, através da água da chuva e da irrigação, ou indiretamente através da percolação no solo. Outras formas de contaminação indireta podem ocorrer através da volatilização dos compostos aplicados nos cultivos e pela formação de poeira de solo contaminado e ou pulverização de pesticidas, que podem ser transportados por correntes aéreas e se depositarem no solo e na água, distantes das áreas onde foram originalmente usados.

A intensificação do uso da água da Bacia do Rio Ipojuca tem-se vislumbrado, nos últimos anos, uma crescente preocupação com o gerenciamento desse corpo hídrico, principalmente pelo município de Ipojuca que vem implantando indústrias em Suape e pela sua atividade canavieira. Sendo assim, o objetivo deste trabalho segue em consonância com estudos desenvolvidos que vem sendo realizados nessa bacia, uma vez que o diagnóstico do uso de agrotóxicos no cultivo da cana-de-açúcar nesta área é ferramenta primordial para um gerenciamento adequado das atividades agrícolas, otimização dos processos de monitoramento de resíduos, caracterização espaço-temporal de exposição e qualidade da água.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 ÁREA DE ESTUDO E AMOSTRAGEM

A área escolhida para amostragem está situada na cidade de Ipojuca, no trecho inferior da bacia hidrográfica do rio Ipojuca, no estado de Pernambucano. Os pontos de coleta das amostras de água, todos georreferenciados, foram selecionados nas áreas de planície, onde os acessos foram possíveis (TABELA 1).

Tabela 1. Localização dos pontos de coleta na bacia do Rio Ipojuca

Sigla	Coordenadas geográficas (UTM)		Referência
IP01	25S269123.41E	9070859.90N	Próximo a fonte de água
IP02	25S270164.80E	9071524.81N	Próximo à usina Ipojuca
IP03	25S272353.40E	9070296.45N	Viaduto próximo à zona urbana
IP04	25S274408.30E	9070598.20N	Plantação de cana e macaxeira
IP05	25S275840.45E	9069841.24N	Ilha de lamaçal e macrófitas
IP06	25S276365.24E	9068835.26N	Bambus e canavial
IP07	25S277602.69E	9068183.64N	Ponte de ferro antiga/construções
IP08	25S278730.40E	9069270.20N	pequena vila / mangue

As amostras foram coletadas superficialmente e pontualmente a uma profundidade superficial de 30 cm da lâmina d'água com garrafa de Van Dorn e colocadas em frascos de vidro âmbar de 4L cedidos pelo LABTOX/ITEP previamente descontaminados e sinalizados, sendo mantidas refrigeradas em isopores com gelo até a chegada ao laboratório. Foram realizadas coletas nos meses de maio, junho, outubro e novembro de

2012, meses selecionados considerando período seco e chuvoso para a área e o período de cultivo.

2.2 EXTRAÇÃO DE AGROTÓXICOS EM ÁGUA

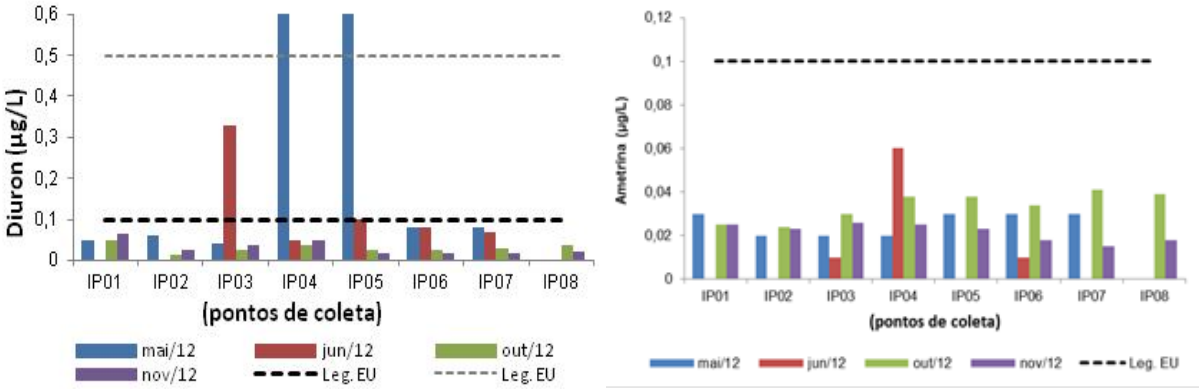
O método aplicado neste trabalho para determinação de agrotóxicos em água foi o adotado pela Agência Ambiental Americana (EPA 525.2) com modificações do procedimento pelo LABTOX/ITEP para adequar a técnica de LC-MS/MS (Cromatografia Liquida com detector de massas acoplado). A extração dos agrotóxicos foi procedida a partir de 500 mL da amostra de água onde foram adicionados 2,5 mL de metanol grau HPLC (Merck, Darmstadt, Alemanha) e 0,5 mL de solução de ácido nítrico 32,5% grau ACS (Merck, Darmstadt, Alemanha). Filtrou-se a amostra em membrana de C18 (EMPORE DISK C18) 47mm de diâmetro (Sigma Aldrich, USA), previamente condicionada com 5 mL de metanol. Em seguida a membrana foi transferida para um tubo de centrifuga de 50 mL, onde foram adicionados 10 mL de acetonitrila grau HPLC (Merck, Darmstadt, Alemanha). O tubo foi centrifugado por 1 minuto em centrífuga (6000g). Retirou-se 1 mL do sobrenadante, transferindo-o para um vial (1,5 mL) para análise por LC-MS/MS (Waters®, series Allience HTe Quattro Premier). As condições cromatográficas e espectrométricas foram detalhadas por Silva et al. (2011). Os materiais de referência (agrotóxicos) utilizados para análise por LC-MS/MS foram da marca Dr. Ehrenstorfer (GmbH, Alemanha).

3. RESULTADOS

3.1 RESÍDUOS DE AGROTÓXICOS EM ÁGUA

Nas amostras de água superficial do rio Ipojuca foram detectados a presença dos agrotóxicos diuron e ametrina. Para o diuron foi observado à predominância de valores mais elevados nas concentrações dos meses chuvosos, com concentração média de 0,372 $\mu g.L^{-1}$ em maio e 0,126 $\mu g.L^{-1}$ em junho de 2012. No período seco, a maior concentração de diuron detectada ocorreu no ponto IP01 em ambos os meses (0,049 $\mu g.L^{-1}$ em outubro e 0,064 $\mu g.L^{-1}$ em novembro). A média dos valores das concentrações do pesticida nos pontos de amostragem foi de 0,030 $\mu g.L^{-1}$ para os meses de outubro e novembro de 2012 (FIGURA 1a).

Figura 01. Variação temporal e espacial da concentração de diuron (a) e ametrina (b) em amostras de água superficial da bacia do rio Ipojuca e relação com a legislação europeia



(a) (b)

As concentrações de diuron encontradas no presente trabalho atendem a legislação USEPA (2009) e a Portaria nº. 2914/2011/MS de potabilidade de água. Para legislação europeia, se encontram em desacordo nos pontos IP03 (0,33 µg.L^{-1} em junho), IP04 (1,4 µg.L^{-1} em maio) e IP05 (0,9 µg.L^{-1} em maio), apresentando concentrações mais elevadas do que permitido. Ainda no limite da legislação europeia, o ponto IP05 no mês de junho apresentou concentração de 0,1 µg.L^{-1}. As concentrações acima do permitido pela legislação foram detectadas nos meses considerados de período chuvoso. Embora que o diuron apresente, neste estudo, concentrações muito menores que as permitidas pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S. Environmental Protection Agency) e pela Portaria do Ministério da Saúde do Brasil nº 2914/2011 faz-se necessário enfatizar novos estudos e a discussão sobre os níveis de resíduos para assim implantar novos regulamentos.

Para a ametrina, durante o mês de junho (período chuvoso), o ponto IP04 apresentou a mais elevada concentração (0,06 µg.L^{-1}). Adicionalmente, nos outros pontos, foram encontrados níveis de resíduos mais baixos ou não detectáveis pelo instrumento de medição. No mês de outubro (período seco) foi observada a maior média de níveis de resíduos de ametrina, para todos os meses analisados, com uma concentração média de 0,03 µg.L^{-1} (FIGURA 1b).

Para a Ametrina não existe legislação regulamentadora para potabilidade de água no Brasil e nos Estados Unidos. Na União Europeia, o pesticida seria regulado pelas mesmas legislações (Diretiva 98/83/CE). No presente estudo, as concentrações de

ametrina estiveram dentro da norma permitida para níveis europeus. A Resolução CONAMA nº. 357/2005 e o Guia OMS (2011) não contemplam níveis de resíduos para diuron e ametrina.

Predominantemente, as amostras das águas superficiais do rio Ipojuca apresentaram médias das concentrações dos pesticidas maiores para diuron do que a ametrina, em ambos os períodos, chuvosos e secos. Ademais, as concentrações médias de diuron se apresentaram maior no período chuvoso do que no período seco. Para ametrina, as mesmas se mantiveram com relativa uniformidade (TABELA 2).

Tabela 2. Valores médios da concentração dos pesticidas das amostras de água superficial da bacia do rio Ipojuca (µg/L).

Agrotóxico	**Período chuvoso**				**Período seco**			
	Maio		Junho		Outubro		Novembro	
	Média (n = 8)	RSD%	Média (n = 8)	RSD%	Média (n=8)	RSD%	Média (n=8)	RSD%
Diuron	0,37	147,6%	0,13	91,6%	0,03	34,5%	0,03	55,6%
Ametrina	0,02	20,8%	0,01	156,9%	0,03	19,5%	0,02	18,8%

Os níveis dos herbicidas encontrados podem ter variado conforme sua aplicação durante o período de cultivo na monocultura da cana de açúcar conforme determinado por MOURA et al. (2010). Marques et al. (2007) corrobora com os dados apresentados para diuron, informando que a sazonalidade influencia a qualidade da água através do aumento da concentração de agrotóxicos nas águas superficiais no período chuvoso.

As características físico-químicas dos agrotóxicos também podem ter influenciado os níveis de resíduos. O diuron pertencente ao grupo químico das uréias substituídas se apresenta com amplo espectro de ação e alta persistência, sendo não volátil e não iônico (MATALLO et al., 2008). A ametrina por sua vez caracteriza-se por ser uma s-triazina razoavelmente estável, que apresenta meia-vida de 20 a 100 dias e persistente em água (CABRAL et al., 2003). Nos últimos anos estudos têm mostrado a presença desses herbicidas em águas fluviais a exemplo de Britto et al. (2012) e Hermosin et al. (2013).

4. CONCLUSÃO

O estudo permitiu concluir que a área em estudo, sob intensa atividade sucroalcooleira, apresentou resíduos de agrotóxicos nas águas do rio Ipojuca, sendo detectados os herbicidas diuron e ametrina. Os níveis de resíduos de diuron atenderam a legislação USEPA (2009) e a Portaria MS nº. 2914/2011. No entanto, no período chuvoso foram detectadas concentrações mais elevadas do que permitido pela legislação europeia Diretiva 98/83/CE. Para as concentrações de ametrina infere-se que estão dentro da norma Diretiva 98/83/CE, não havendo regulamentação para as demais portarias citadas. Conclui-se também que ambos os agrotóxicos não são contemplados pela CONAMA 357-2005, recomendando-se a inclusão dos mesmos numa futura revisão dessa resolução. Verificou-se também que a sazonalidade influenciou na qualidade da água do rio Ipojuca devido ao uso desses pesticidas durante o período de cultivo da cana-de-açúcar ou pelas próprias características dos pesticidas encontrados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Laboratório de Agrotóxicos e Contaminantes em Alimentos e Bebidas Alcoólicas – LabTox/ITEP-OS pelo desenvolvimento deste trabalho e análises das amostras.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução 357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Brasília, **Diário Oficial de República Federativa do Brasil**, de 18 de março de 2005.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº 2914, de 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, **Diário Oficial de República Federativa do Brasil**, de 13 de Dezembro de 2011.

BRITTO, F.B.; VASCO, A.N.; PEREIRA, A.P.S; MÉLLO JÚNIOR, A.V.; NOGUEIRA, L.C. Herbicidas no alto rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência Agronômica**, v.43, n.2, pp. 390-398, 2012.

CABRAL, M.F.; SOUZA, D.; ALVES, C.R.; MACHADO, S.A.S. Estudo do comportamento eletroquímico do herbicida ametrina utilizando a técnica de voltametria de onda quadrada. **Eclética Química**, v.28, n.2, pp. 41-47, 2003.

Comunidade Europeia. Directiva 98/83/CE, do Conselho, de 3 de Novembro, **Jornal Oficial das Comunidades Europeias,** L 330, 1998.

EPA. Method 525.2 - Determination of Organic Compounds in Drinking Water by Liquid-Solid Extraction and Capillary Column Gas Chromatography/Mass Spectrometry. Disponível em: <http://www.epa.gov/sam/pdfs/EPA-525.2.pdf>. Acesso em: 20 de fevereiro de 2013.

HERMOSIN, M.C.; CALDERON, M.J.; REAL, M.; CORNEJO, J. Impact of herbicides used in olive groves on waters of the Guadalquivir river basin (southern Spain). **Agriculture, Ecosystems & Environment**, v.164, n.1, pp. 229-243, jan. 2013.

MARQUES, M.N.; COTRIN, M.E.; BELTRAME FILHO, O.; PIRES, M.A.F. Avaliação do Impacto da Agricultura em Áreas de Proteção Ambiental, Pertencentes à Bacia Hidrográfica do Rio Ribeira de Iguape, São Paulo. **Química Nova**, v. 30, p. 1171-1178, 2007.

MATALLO, M.B.; LUCHINI, L.C.; GOMES, M.A.F.; SPADOTTO, C.A.; CERDEIRA, A.L.; LACERDA, A.L.S. Aspectos do comportamento dos herbicidas diuron e tebutiuron em solos das áreas de recarga do Aqüífero Guarani no Estado de São Paulo. In: Marco Antonio Ferreira Gomes. (Org.). **Uso agrícola das áreas de afloramento do Aqüífero Guarani no Brasil: Implicações para a água subterrânea e proposta de gestão com enfoque agroambiental**. Brasília-DF: Embrapa Informação Tecnológica, 2008, v. 1, p. 1-417.

MOURA, G. B. D. A.; BASTOS, G. Q.; GIONGO, P. R.; LOPES, P. M. O.; MEDEIROS, S. R. R. D. Estimativas das condições hídricas em Ipojuca, região canavieira de Pernambuco. **Revista Caatinga**, Mossoró, v. 23, n. 3, p. 71-76, jul.-set., 2010.

SILVA, H.C.M.P.; SILVA, M.C.S.C.; SILVA, M.; CUNHA, A. N. ; ALBUQUERQUE JUNIOR, E.C.; TELLES, D.L.; ARAÚJO, A.C.P. Determination of pesticides in estuarine water using GC-ECD and LC-MSMS. In: 7th International Symposium of Mediterranean Group of Pesticide Research, Paolo Cabras, 2011, Thessaloniki - Greece. Book of Abstracts, 2011. v. 1. p. 116-116.

USEPA. United States Environmental Protection Agency Edition of the Drinking Water Standards and Health Advisories. **Office of Water U.S. Environmental Protection Agency Washington,** DC., 2009.

WHO. WORLD HEALTH ORGANIZATION. **WHO Library Cataloguing-in-Publication Data Guidelines for drinking-water quality.** 4 ed. 564p. 2011.

Degradação de áreas ribeirinhas utilizando a análise por NDVI em um munícipio da zona da mata de Pernambuco

Alcione Santana da Silva[1]
Luciana Mayla de Aquino França[1]

Estudantes de Graduação em Geografia
Universidade Federal de Pernambuco – UFPE/DCG,
Av. Prof. Moraes Rego, 1235 – Cidade Universitária,
Cep: 50670-901, Recife/PE-Brasil.
alcione.geografia@gmail.com; lucianamayla@hotmail.com;

Resumo

Com as contribuições de algumas técnicas de monitoramento por satélite vem contribuindo diretamente na evolução dos estudos e melhor caracterização do ambiente. Este estudo tem como objetivo principal avaliar a degradação que ocorre no município da Vitória de Santo Antão-PE, através do NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*). Para isso foram utilizadas imagens do satélite *Landsat5* referentes aos anos de 1989 e 2007 durante a estação de alta pluviosidade e calculado o NDVI através do software ERDAS Imagine 9.1, sendo bastante utilizado na avaliação das mudanças anuais da vegetação, bem como a evolução de áreas urbanas e degradadas. Também foi realizado um mapa de altimetria utilizando uma imagem SRTM avaliando-se os valores altimétricos e um mapa com tipos de solos, ambos utilizando o software livre QGis1.8, para correlacionar a altitude com os tipos de solos e como isso tendeu a avançar o estado de degradação. Os resultados indicam que entre os anos estudados obteve crescimento da área urbana e uma queda na vegetação densa, estando os solos em áreas ribeirinhas degradados pelas habitações.

Palavras-chave: área urbana, altimetria, solos.

1. Introdução

As ações antrópicas são umas das causas da poluição e degradação do meio ambiente. É provável que a degradação do Rio Tapacurá tivesse e continua tendo

influência significativa das ações antrópicas. O crescimento desordenado de habitações realiza nas margens do rio uma degradação absurda. No, caso do Rio Tapacurá, tem se observado que umas das causas dos impactos ambientais na área é o despejo de resíduos sólidos.

O espaço atual do município da Vitória de Santo Antão, especialmente as margens do Rio Tapacurá obtém aglomerações devido à falta de planejamento urbano adequado nos anos de maior dinâmica populacional um fato histórico e econômico. Para compreender toda a dinâmica que está envolvida nas margens do rio, se faz necessário o conhecimento prévio dos tipos de solo e suas características e funções no ambiente.

O solo contribui, num sistema complexo e interativo, são através dos espaços vazios dos solos os poros que a água fica armazenadas fazendo que o solo se torne um grande reservatório de água, e para regularizar a quantidade e qualidade da água, nomeadamente através da sua capacidade de transformação, filtro e tampão. O uso do sensoriamento remoto e do geoprocessamento vem se mostrando eficaz para avaliar o estado de degradação ambiental de determinadas áreas associadas ao crescimento urbano. Através das técnicas do monitoramento por satélite, foram desenvolvidos vários índices, dentre eles há o NDVI (*Normalized Difference Vegetation Index*), com valores oscilando entre -1 e 1,é bastante utilizando para monitorar o comportamento da vegetação e a evolução das áreas urbanas.

Neste estudo, pretende-se estabelecer as principais causas da degradação do Rio Tapacurá em Vitória de Santo Antão, e qual a influência dos solos neste processo.

4. Metodologia de trabalho

4.1 Caracterização e localização da área

O município da Vitória de Santo Antão está localizado na Mesorregião da Zona da Mata Pernambucana, distante cerca de 50 km da capital. Situa-se entre 08° 07' 35" de latitude sul e 35° 18' 27" de longitude oeste de acordo com o sistema de coordenadas geográficas.

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima do município é As' com chuvas de outono-inverno bastante rigorosas especialmente entre os meses de maio e julho com aproximadamente 1309,9 mm de precipitação média anual, o clima é do tipo Tropical Chuvoso com o verão seco. O relevo da Vitória de Santo Antão faz parte da

unidade das Encostas Oriental do Planalto da Borborema que é formada por áreas que têm sofrido retrabalhamento interno, com o relevo bastante dissecado e vales profundos, com solos pobres e vegetação de floresta hipoxerófila, predominantemente do tipo Floresta Subperenifólia. O município está inserido nos domínios das Bacias Hidrográficas do Rio Capibaribe e Grupo Litorâneo 2 (GL2), seus principais tributários são os rios: Capibaribe, Tapacurá, Tamatá-Mirim, Joboatão, Cueira de Suassuna e Ipojuca, e estando o Rio Tapacurá na Bacia do Capibaribe. Os principais cursos d'água no município têm regime de escoamento perenizado e o padrão de drenagem é dendrítico.

Existe uma diversidade de classes de solo nesta unidade geoambiental. Próximo às margens do rio estão distribuídos os Argissolos Vermelho (PV) e os Argissolos Amarelo (PA), caracterizados pelo incremento no teor de argila no horizonte B, sendo pouco a medianamente profundos e bem drenados e sua principal limitação é a baixa fertilidade natural (Araújo et al., 2008). Os Gleissolos (G) estão presentes nos fundos dos vales estreitos, em grande extensão do Rio Tapacurá. É solos com alto teor de matéria orgânica, de média a alta fertilidade, mas tem limitações para uso agrícola por ficar encharcada a maior parte do ano (Araújo et al., 2008). Os Planossolos (PL) são mal drenados, com muita argila, baixa permeabilidade, sendo um lençol freático suspenso de existência temporária, esses são os solos que mais influência na área em estudo.

4.2 Aquisição dos dados e processamento das imagens

Foram utilizadas imagens de satélite da órbita e ponto 214/66, com passagem nos dias 10 de Julho de 1989 e 29 de Agosto de 2007 do mapeador temático (TM) do satélite Landsat5 adquiridas gratuitamente através do catálogo de imagens do INPE (Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais). As imagens foram escolhidas por conter pouca ou nenhuma nuvem. Também foram utilizados dados fornecidos pelo Zoneamento Agroecológico de Pernambuco (ZAPE) e dados de solo adquiridos no site da EMBRAPA SOLOS, além de uma imagem SRTM intitulada SC-25-V-A adquirida na página da EMBRAPA MONITORAMENTO POR SATÉLITE.

Para poder obter as informações das ocupações desordenadas nas margens do rio, utilizou-se a classificação conceitual de BORSATO e FILHO (2004), consideram que dependendo do grau ou da intensidade das modificações no meio natural, os desequilíbrios são inevitáveis.

Para a confecção dos mapas de solo e altimetrico, foi utilizado o software *Quantum GIS 1.8* que proporciona ambiente SIG, a caracterização da área em estudo por meio de informações digitais especializadas. Para o mapa de NDVI, foram utilizados os softwares *Erdas Imagine 9.1* para o empilhamento das bandas espectrais, a calibração radiométrica, a reflectância e o NDVI e o *ArcGis 9.3* para a divisão das classes de vegetação e solo exposto/área urbana. Ambos os softwares são licenciados pelo Laboratório de Sensoriamento Remoto e Geoprocessamento, do Departamento de Ciências Geográficas da UFPE.

4.3 Calibração radiométrica

A calibração radiométrica é obtida pela intensidade do fluxo radiante por unidade de ângulo sólido e seu conceito pode ser comparado ao conceito de brilho, ou seja, um objeto é considerado mais brilhante quanto maior for sua "radiância medida". (Oliveira, Oliveira, Galvíncio, 2009). A radiância ou calibração radiométrica é obtida pela seguinte equação proposta por Markham e Baker (1987).

Onde a e b são as radiâncias espectrais mínima e máxima, ND é a intensidade do pixel (entre 0 e 255) e i corresponde as bandas (1 a 7) do satélite Landsat 5.

4.4 Reflectância

A reflectância de cada banda é definida como sendo a razão entre o fluxo de radiação solar refletido pela superfície e o fluxo de radiação solar global incidente (Allen et al., 2002). A reflectância é obtida pela equação:

Onde é a radiância espectral de cada banda, é a irradiância solar espectral de cada banda no topo da atmosfera, Z é o ângulo zenital solar e é o quadrado da razão entre as distâncias média Terra-Sol e a distância Terra-Sol em dado dia do ano.

4.5 NDVI

O NDVI (Normalized Difference Vegetagion Index), segundo Jansen (2009), é importante porque sua aplicação permite observar as variações sazonais e interanuais da vegetação, contribuindo para o seu monitoramento. O NDVI pode ser obtido através da seguinte fórmula.

Onde, é a reflectância no infravermelho próximo (banda 4) e o é a reflectância no vermelho (banda 3). Através da imagem de NDVI foi realizada uma classificação multiespectral supervisionada, que classificou a região em áreas com vegetação, solo

exposto e corpos hídricos (CHAGAS, GALVÍNCIO E PIMENTEL, 2010). As áreas com vegetação foram classificadas seguindo a metodologia de Lourenço e Landim (2004).

5.Resultados e discussões

O solo presente na área urbana tem contato com o lençol freático. Apresenta teor de argila, pouca profundidade, encharcados com pouco desenvolvimento e muito rasos ou rasos, que atribui altos riscos de inundação em períodos de chuvas nas épocas de intensa pluviosidade, que influência diretamente na dinâmica hidrológica do rio e principalmente nos períodos de grandes índices pluviométricos.

É importante ressaltar que a área urbana está construída em Argissolos Vermelhos (PV), com grande quantidade de argila, e Gleissolos (G) com poros permanentemente encharcados, sendo exatamente a área de percurso do rio que passa pela cidade, destacando essa área como imprópria à ocupação habitacional. Figura (1).

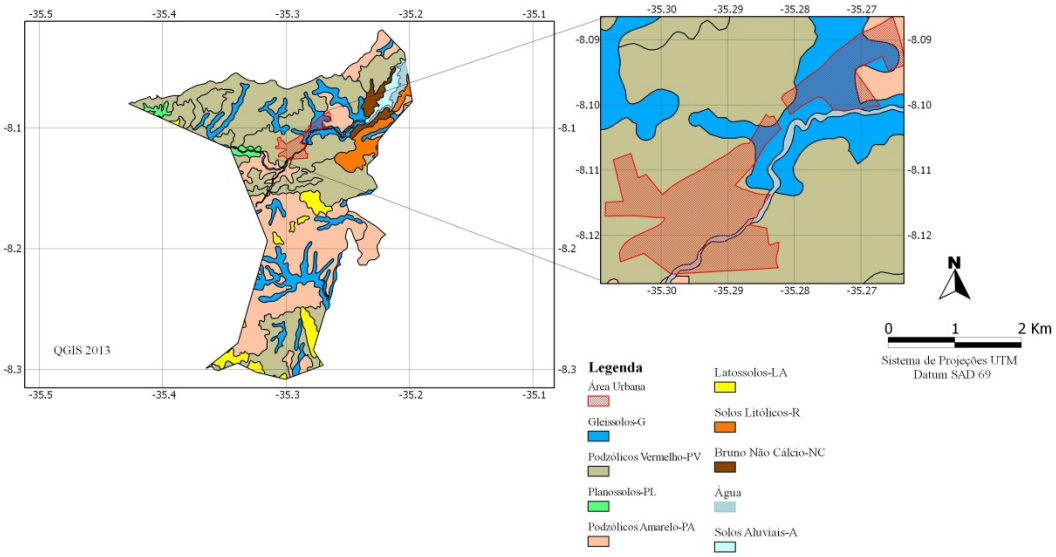


Figura 1: Classes dos solos na cidade vitoriense em Zona da Mata Centro, Pernambuco.
Fonte: ZAPE IBGE

Pela formação estrutural do solo orgânico e encharcado que contribui positivamente na vegetação do tipo. É um município com vegetação úmida e a agricultura está bem estruturada que depende de irrigação das águas do Rio Tapacurá e de um solo com alta fertilidade como o Argissolo Vermelho e Argissolo Amarelo, que estão presente em Natuba, principal polo de plantação de hortaliças irrigadas da região.

Com relação a altimetria da região, podemos fazer as seguintes análises: o açude do Tapacurá está há 89 m de altitude. No caso da malha urbana e parte do rio que fica dentro do município localiza-se entre aproximadamente 117 à 145m de altitude, em um local classificado como mares de morros. A imagem de camada raster de banda única (cor cinza) foram configuradas no *QGis 1.8* onde a cor varia de verde (muito baixo) á rosa-cinza (muito alto), como pode ser visto na Figura (2).

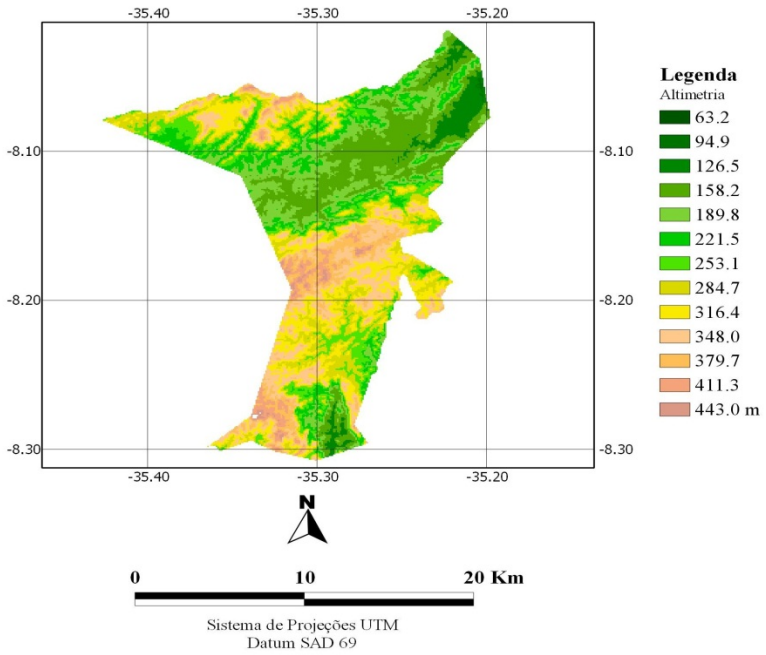


Figura 2: Classificação altimétrica do município da Vitória de Santo Antão, zona da mata centro, Pernambuco.
Fonte: EMBRAPA Relevo-SRTM

No índice de vegetação para o município da vitória de Santo Antão nos dias 10 de julho de 1989 e 29 de Agosto de 2007 (figura 3), podemos notar que a água apresenta valores negativos e fica restrita mais a leste do município onde está presente um açude. O solo exposto/área urbana apresenta valores entre -0,003 e 0,104 e nota-se claramente que entre os anos de 1989 e 2007 há um aumento considerável nessa classe. A área urbana cresce desordenadamente e vai tomando as margens do Rio Tapacurá. A vegetação rala apresenta valores de 0,104 a 0,208 e também sofre um aumento considerável entre os anos em estudo, principalmente na região onde está localizada a área urbana. A vegetação esparsa apresenta valores entre 0,208 e 0,404 e sofre pouca alteração. A vegetação de transição apresenta valores entre 0,404 e 0,600, no ano de 2007 essa classe está espalhada por toda a área municipal e a Vegetação Densa apresenta valores maiores que 0,600 e entre os anos estudados há uma queda neste tipo

de classe, principalmente ao redor da área urbana. Associando a vegetação com os tipos de solo e a altimetria, vemos que a maior área degrada está sob os solos Podzólicos vermelhos e com cotas altimétricas entre 117 e 174 metros.

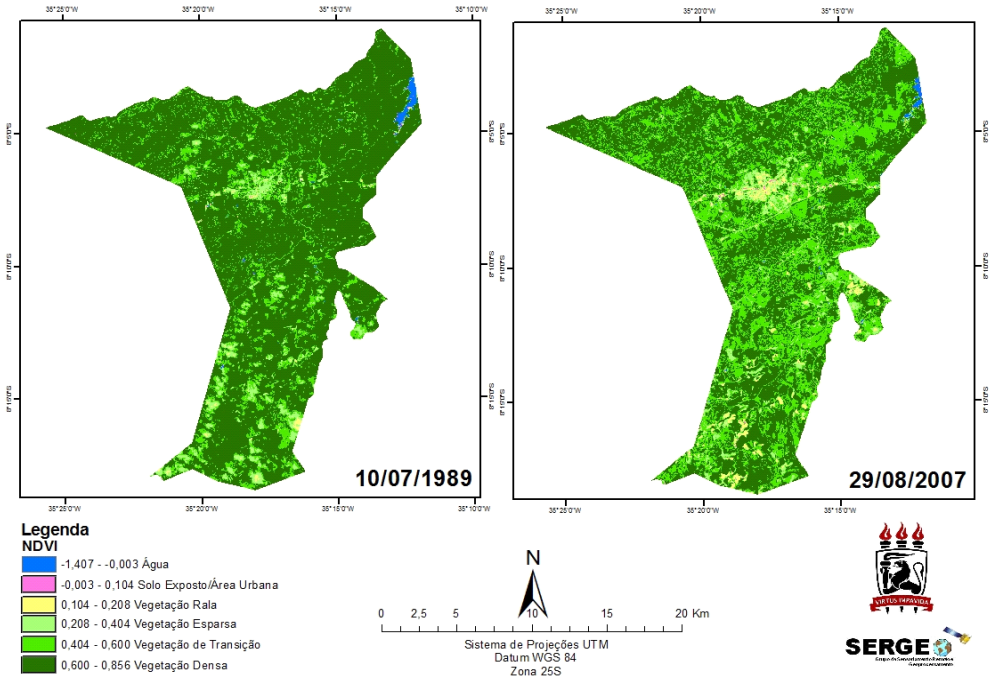


Figura 3: NDVI colocar por extenso para o município da Vitória de Santo Antão, zona da mata centro, Pernambuco.

6. Conclusões

Foram identificadas algumas classes para solo e 4 de vegetação, solos esses que se encontram expostos, sem proteção da cobertura vegetal. As características dos mesmos resultam como área impropria de urbanização devido ao encharcamento excessivo de água no solo do tipo Gleissolo. Durante as estiagens o solo ainda permanece encharcado e nos períodos de chuvas intensas o solo não consegue absorver as águas das chuvas ocasionando o escoamento superficial que acaba gerando as enchentes em algumas partes da cidade. Com a análise da altimetria, podemos comprovar esta teoria, pois a área urbana está presente nas áreas mais baixas da cidade. Com relação ao avanço da área urbana, podemos perceber que houve um aumento considerável em direção as margens do rio e uma imensa retirada da vegetação densa, ocasionando perda das características dos solos e a degradação do ambiente. Desse modo, fica evidente que a utilização de mapa de solo e altimetria associados ao uso e cobertura da terra são viáveis para a área em estudo por dar maior suporte ao estudo das características do ambiente.

7.Referências bibliográficas

Araújo, M.S.B.; Sampaio, E.V.S.B.; Silveira, M.M.L. Estoques de fósforo em solos do semiárido de Pernambuco e da Paraíba.In: Fertilidade do solo e produção de biomassa no semiárido. Menezes, S.C.R.; Sampaio, E.V.S.B.; Salcedo, I.H. (organizadores). Recife, Editora Universitáriada UFPE, 2008. 291p.

Chagas, M.; Galvíncio, J.; Pimentel, R.. **Avaliação da Dinâmica Espectral da Vegetação de Caatinga**. Revista de Geografia (Recife), América do Norte, 25 5 09 2010.

Duarte, C. C. **Análise fisiográfica da bacia hidrográfica do rio Tapacurá – PE**. Revista de Geografia. UFPE/DCG-NAPA, Recife, 2007. v.24 n.2

Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. Disponível em: http://www.dgi.inpe.br/CDSR/. Acesso em: 20 de setembro de 2012.

Jensen, J.R. **Sensoriamento remoto do ambiente: uma perspectiva em recursos terrestres**. São José dos Campos: Parêntese, 2009. 604 p.

Lourenço, R.W.; Landim, P.M.B. **Estudo da variabilidade do "Índice de Vegetação por Diferença Normalizada/NDVI" utilizando krigagem indicativa.** Holos Environment, 4:3855, 2004.

Markham, B. L.; Barker, L. L. **Thematic mapper bandpass solar exoatmospherical irradiances**. International Journal of Remote Sensing, v.8, n.3, p.517-523, 1987.

Miranda, E. E. de; (Coord.). Brasil em Relevo. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite, 2005. Disponível em: <http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br>. Acesso em: 30 de setembro de 2012.

Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea- Pernambuco. Frederico Claúdio Peixinho... [et al.] Diagnóstico do município de Vitória de Santo Antão. Ministério de Minas e Energia,

Secretaria de Geologia, Mineração e Transformação Mineral, 2005.
Souza, S. F.; Araújo, M. S. B.; **Caracterização fisiográfica da sub-bacia do rio Natuba – PE**. Revista Brasileira de Geografia Física, América do Norte. v.01 n.02, 2008.

ZAPE digital. Zoneamento Agroecológico do Estado de Pernambuco/Fernando Barreto Rodrigues e Silva... [et al.] Recife: Embrapa Solos – Unidade de execução de Pesquisa e Desenvolvimento – UEP Recife; Governo do Estado de Pernambuco (Secretaria de Produção Rural e Reforma Agrária), 2001.

CARACTERIZAÇÃO MORFOMÉTRICA DA SUB-BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO SÃO PEDRO, JEQUITINHONHA/MG

Aline J. Freire[1], Cristiano Christofaro[2]

1- Graduanda em Engenharia Florestal pela Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Bolsista de Iniciação Científica/FAPEMIG. Campus JK Diamantina/MG, CEP 39100-000, Brasil. alinejardimfreire@yahoo.com

2- Professor Adjunto da Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri. Departamento de Engenharia Florestal. cristiano.christofaro@ufvjm.edu.br

Resumo

As características físicas e bióticas de uma bacia exercem importante papel nos processos do ciclo hidrológico influenciando, a infiltração, a quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração e o escoamento superficial e subsuperficial. O objetivo do presente trabalho é caracterizar, a partir de imagens de satélite, a morfometria da sub-bacia Ribeirão São Pedro, que compõem a Bacia do Rio Jequitinhonha, de modo a contribuir para o melhor entendimento dos seus processos hidrológicos. A sub-bacia do Ribeirão São Pedro apresentou área de 944,10 km^2 e o perímetro de 265,70 km. A rede de drenagem apresenta padrão predominantemente dendrítico, com coeficiente de compacidade (Kc) igual a 2,42 e índice de circularidade (IC) igual a 0,17, indicando que a sub-bacia tende a uma forma mais alongada. O Ribeirão São Pedro foi classificado como de 4ª ordem, com um índice de bifurcação de 5,54. A densidade do rio é de 0,18 canais por km^2 e a densidade de drenagem encontrada foi 0,49 Km/ Km^2.

Palavras-chave: recursos hídricos, geomorfologia, sensoriamento remoto

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural fundamental para a sobrevivência humana e o desenvolvimento da sociedade. Nos continentes, em seu estado líquido, a água encontra-se encerrada, de maneira não definitiva em lagoas, lagos, infiltrada no subsolo e nos rios, os quais unidos à rede de drenagem formam a bacia hidrográfica, a qual é delimitada pela topografia do terreno. Nesse compartimento natural, os recursos

hídricos constituem indicadores das condições dos ecossistemas, no que se refere aos efeitos do desequilíbrio dos respectivos componentes (SOUZA *et al.,* 2002).

As bacias hidrográficas são sistemas ambientais cuja análise morfológica envolve a rede de drenagem e o relevo, permitindo interpretar "[...] a forma, o arranjo estrutural e a composição integrativa entre esses elementos [...]" (CHRISTOFOLLETI, 1999). Portanto, nessa escala de análise, as vertentes e cursos d'água são considerados atributos do relevo e da rede de drenagem, respectivamente.

A análise das características morfométricas das bacias hidrográficas é muito importante para um melhor entendimento da dinâmica dos recursos. De acordo com TONELLO *et al.* (2006), as características físicas e bióticas de uma bacia exercem relevante papel nos processos do ciclo hidrológico influenciando a infiltração, a quantidade de água produzida como deflúvio, a evapotranspiração e o escoamento superficial e subsuperficial.

No passado uma atividade cara e morosa, que exigia muitas horas de trabalho de campo, a caracterização morfométrica de bacias hidrográficas atualmente é beneficiada pela popularização das técnicas de geoprocessamento. Assim, os estudos de morfometria de bacias podem ser realizados de modo manual ou automático em Sistemas de Informação Geográfica (SIG) (CARDOSO *et al.,* 2006).

Objetivo do presente estudo é caracterizar a morfometria da sub-bacia Ribeirão São Pedro, que compõe a Bacia do Rio Jequitinhonha, a fim de contribuir para o conhecimento dos seus processos hidrológicos e, conseqüentemente, para a gestão de seus recursos hídricos.

METODOLOGIA

Área de estudo

O Ribeirão São Pedro, está localizado no município de Medina, o qual está inserido na região nordeste do estado de Minas Gerais, no vale do Jequitinhonha.

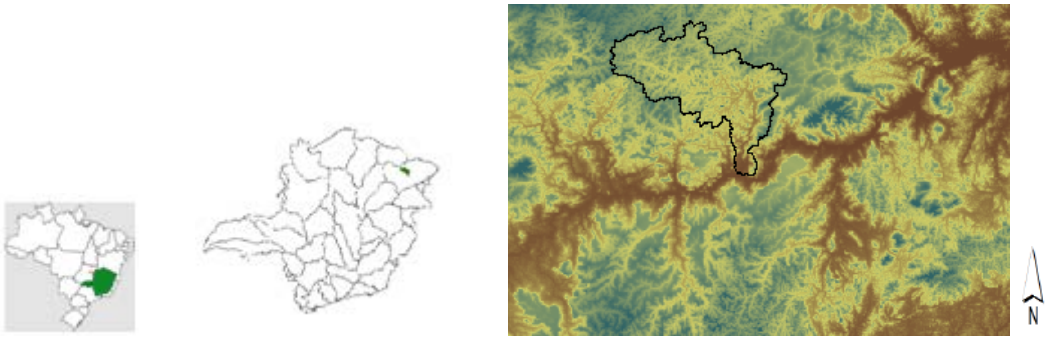


Figura 1: Localização da Sub-bacia Ribeirão São Pedro-MG

Análises

A partir da análise de imagens SRTM nos softwares Arc-Gis e MapWindow, foram calculadas diversas variáveis morfométricas da sub-bacia, incluindo: área; perímetro; coeficiente de compacidade, índice de circularidade, ordem dos cursos d'água, índice de bifurcação, densidade dos rios, densidade de drenagem e a declividade.

O Coeficiente de Compacidade (Kc): é a relação entre a forma da bacia com um círculo. De acordo com VILLELA; MATTOS (1975), esse coeficiente é um número adimensional que varia com a forma da bacia, independentemente de seu tamanho. Para a determinação do Kc utilizou-se a equação:

$$K\,c = 0{,}28 * \frac{P}{\sqrt{A}}$$

Onde: Kc o coeficiente de compacidade, P o perímetro (m) e A é a área de drenagem (m^2).

O índice de circularidade tende para a unidade 1,0 à medida que a bacia se aproxima da forma circular, diminuindo à medida que a forma torna-se alongada. Utilizou-se a equação:

$$IC = \frac{12{,}57 * A}{P^2}$$

Onde: IC: índice de circularidade, A: área de drenagem (m^2) e P: perímetro (m).

A ordem do curso d'água é uma medida da ramificação dentro de uma bacia. A Relação de bifurcação foi definida por Horton (1945 *apud* CHRISTOFOLETTI, 1980), como sendo a relação entre o número total de seguimentos de uma determinada ordem e o número total dos seguimentos de ordem superior. Utilizou-se a equação:

$$Rb = \frac{Nu}{N_{u+1}}$$

Onde: Rb: relação de bifurcação; Nu: número de segmentos de determinada ordem; Nu+1: número de segmentos da ordem imediatamente superior.

A densidade dos rios é índice que foi desenvolvido por Horton (1945 *apud* CHRISTOFOLETTI, 1980), e tem a função de mostrar a relação entre o número de cursos de água e a área da bacia hidrográfica. Utilizou-se a equação:

$$Dr = \frac{N}{A}$$

Onde: N é o número total de rios ou cursos de água e A é a área da bacia considerada.

A densidade da drenagem consiste na razão entre o comprimento total dos canais e a área da bacia hidrográfica. Segundo CHRISTOFOLETTI (1980), o cálculo da densidade é importante para o estudo das bacias hidrográficas por que apresenta relação inversa com o comprimento dos rios. Equação para encontrar a densidade da drenagem é:

$$Dd = \frac{L}{A}$$

Onde: L é o comprimento total dos canais e A é a área da bacia.

$$RL_m = \frac{Lm_u}{Lm_{u-1}}$$

Onde: Lm_u é o comprimento médio dos canais de determinada ordem, e Lm_{u-1} é o comprimento médio dos canais de ordem imediatamente inferior.

A declividade de uma área é definida como a variação de altitude entre dois pontos do terreno, em relação à distância que os separa. As classes de declividade geradas neste tema foram reclassificadas em seis intervalos distintos sugeridos pela EMBRAPA, 1979.

Tabela 1: Classificação do relevo utilizando o critério de declividade média da bacia, segundo a EMBRAPA (1979)

Declividade (%)	Discriminação
0 - 3	Relevo plano
3 - 8	Relevo suave ondulado
8 - 20	Relevo ondulado
20 - 45	Relevo forte ondulado
45 - 75	Relevo montanhoso
>75	Relevo forte montanhoso

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As características morfométricas da sub-bacia do Ribeirão São Pedro são apresentadas na Tabela 2, sendo que esses valores são considerados de importância primária na análise geomorfológica de bacias hidrográficas (ROCHA, 1991). Em termos de densidade de drenagem, verificou-se deficiência de drenagem, conforme o baixo índice. A sub-bacia tende a uma forma alongada, com coeficiente de compacidade de 2,42 e índice de circularidade igual a 0,17, indicando menor concentração de água da chuva e baixa suscetibilidade a enchentes (VILLELA; MATTOS, 1975).

Tabela 2: Resultados das análises morfométricas do Ribeirão São Pedro

Área (km^2)	Perímetro (Km)	Coeficiente de Compacidade	Índice de Circularidade	Índice de Bifurcação	Ordem	Densidade do Rio (canais por km^2)	Densidade de drenagem (Km/ Km^2)	Declividade Máxima	Declividade Mínima	Declividade média
944,1	265,7	2,42	0,17	5,54	4ª	0,18	0,49	22,13	0	2,36

Com a delimitação da sub-bacia do Ribeirão São Pedro (Figura 1) observou uma área de 944,10 km^2 e perímetro de 265,70 km.



Figura 1: Delimitação do Ribeirão São Pedro

A partir da análise das imagens, o Ribeirão São Pedro foi classificado como de 4ª ordem, sendo que ordem inferior ou igual a quatro é comum em pequenas bacias hidrográficas e reflete os efeitos diretos do uso da terra. Considera-se que quanto mais ramificada for à rede mais eficiente será o sistema de drenagem. O índice de bifurcação foi igual a 5,54 caracterizando um relevo com elevado grau de dissecação. Segundo

(1952, *apud* CHRISTOFOLETTI, 1969) o resultado do índice de bifurcação nunca pode ser inferior a dois (Rb ≥ 2). A densidade do Rio foi igual a 0,18 canais por km^2.

A densidade de drenagem é um fator importante na indicação do grau de desenvolvimento do sistema de drenagem de uma bacia. Sendo assim, este índice, fornece uma indicação da eficiência da drenagem da bacia (ANTONELI; THOMAZ, 2007).

A rede de drenagem apresenta padrão predominantemente dendrítico. O resultado obtido da densidade de drenagem foi de 0,49 km/km^2 (Figura 2). Segundo VILLELA; MATTOS (1975), esse índice pode variar de 0,5 km/km² em bacias com drenagem pobre a 3,5 ou mais nas bacias excepcionalmente bem drenadas, indicando, portanto, que a bacia em estudo apresentava baixa capacidade de drenagem. Valores baixos de densidade de drenagem estão geralmente associados a regiões de rochas permeáveis e de regime pluviométrico caracterizado por chuvas de baixa intensidade ou pouca concentração da precipitação TONELLO *et al.* (2006).

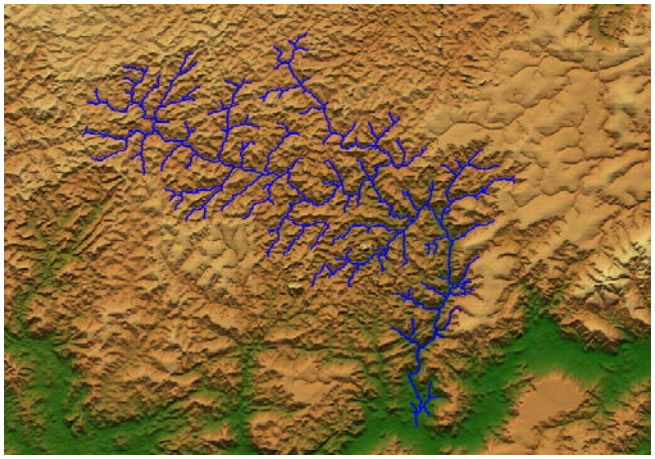


Figura 2: Rede de drenagem do Ribeirão são Pedro

De acordo com a classificação do relevo adotado (Tabela 1), observou-se que o Ribeirão São Pedro apresenta relevo plano, com declividade média igual a 2,36%. Na figura 3, tem-se a delimitação do Ribeirão São Pedro e a classificação do relevo utilizando os critérios da Tabela 1.

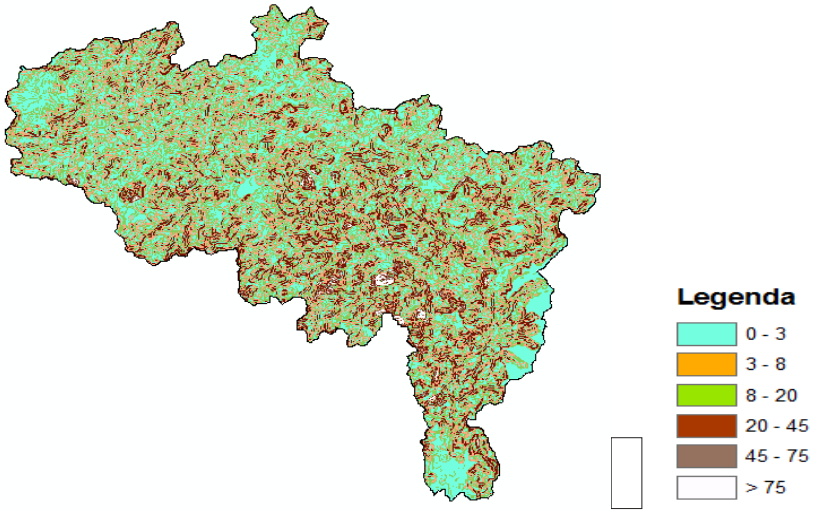


Figura 3: Classificação em porcentagem do relevo do Ribeirão São Pedro.

A declividade média de uma bacia hidrográfica é relevante no planejamento, tanto para com o cumprimento da legislação quanto para garantir a eficiência das intervenções do homem no meio e possui importante papel na distribuição da água entre o escoamento superficial e subterrâneo, dentre outros processos TONELLO *et al.* (2006).

Assim, verifica-se que a sub-bacia do Ribeirão São Pedro apresenta uma eficiente distribuição da água em toda a sua área, sendo que o escoamento superficial não ocorre com rapidez, devido seu relevo plano. Essa característica faz com que a bacia apresente baixo risco de ocorrência de processos erosivos.

CONCLUSÃO

A partir da análise dos dados, conclui-se que a sub-bacia hidrográfica do Ribeirão São Pedro possui a forma alongada, sendo pouco suscetível a enchentes em condições normais de precipitação. O padrão de drenagem formado pelos cursos d´água caracteriza-se como do tipo dendrítico, com baixo grau de ramificação, o que indica uma baixa capacidade de drenagem.

A declividade média encontrada na bacia foi de 2,36 %, caracterizando o relevo como plano e drenagem deficiente (Dd = 0,49 km/km^2). Uma vez que esses parâmetros têm grande influência sobre o escoamento superficial, a sub-bacia do Ribeirão São Pedro apresenta baixo risco de ocorrência de processos erosivos.

Diante dos resultados e análises, nota-se que em condições favoráveis de uso e ocupação do solo, e em situações normais de precipitação, processos que prejudicam a qualidade e quantidade da água na sub-bacia tendem a ser pouco significativos.

REFERÊNCIAS

ANTONELI, V; THOMAZ, E.L. Caracterização do meio físico da bacia do Arroio Boa Vista, Guamiranga-PR. Rev. Caminhos da Geografia, Uberlândia, v.8, n.21, p46-58, jun. 2007.

CARDOSO, C. A.; DIAS, H. C. T.; SOARES, C. P. B.; MARTINS, S. V. Caracterização morfométrica da Bacia Hidrográfica do Rio Debossan, Nova Friburgo, RJ. Revista Árvore, v.30, n.2, p.241-248, 2006

CHRISTOFOLETTI, A. Análise morfométrica de bacias hidrográficas. Notícia Geomorfológica. v.18, n. 9, p. 35-64. 1969.

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia. São Paulo: Editora Edgard Blücher / EDUSP, 1980. 150 p.

CHRISTOFOLETTI, A. Modelagem de sistemas ambientais. São Paulo: Edgard Blücher, 1999, 186p.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Serviço Nacional de Levantamento e Conservação de Solos (Rio de Janeiro, RJ). Súmula da 10. Reunião Técnica de Levantamento de Solos. Rio de Janeiro: 1979. 83p. (Embrapa-SNLCS. Micelânea, 1).

ROCHA, J. S. M. da. Manual de manejo integrado de bacias hidrográficas. 2. ed. Santa Maria: UFSM, 1991. 181 p.

SOUZA. C.G. *et al.* Caracterização e manejo integrado de bacias hidrográficas. Belo Horizonte: EMATER, 2002.124p.

TONELLO, K. C.; DIAS, H. C. T.; SOUZA, A. L.; ALVARES, C. A.; RIBEIRO, S.; LEITE, F. P. Morfometria da Bacia Hidrográfica da Cachoeira das Pombas, Guanhães – MG. Revista Árvore, v.30, n.5, p.849-857, 2006

VILLELA, S.M.; MATTOS, A. Hidrologia aplicada. São Paulo: McGraw-Hill do Brasil, 1975. 245p.

RESERVATÓRIO TAPACURÁ: IMPACTOS DO USO E OCUPAÇÃO DO SOLO

Ana Flávia Rodrigues dos Santos[1], Adson da Silva Gomes Ferreira[1]; Paulo Alves Lima Filho[2]; Eden Cavalcanti de Albuquerque Junior[2]

[1] Aluno(a) do Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental. Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP. 50740-540. Recife-PE.

[2] Professor do Programa de Mestrado Profissional. Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP. 50740-540. Recife-PE. eden@itep.br

Resumo. Os recursos hídricos podem sofrer impactos negativos devido ao uso e ocupação inadequados do solo, com a utilização indevida levando a níveis de degradação que podem se tornar irreversíveis em áreas mais vulneráveis. Deste modo, o objetivo deste trabalho foi verificar as formas de uso do solo na sub-bacia do rio Tapacurá e a incidência da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* no reservatório Tapacurá, responsável pelo abastecimento da Região Metropolitana do Recife. O diagnóstico do uso do solo foi realizado a partir de visitas in loco em áreas que abrangem os municípios de Gravatá, São Lourenço da Mata, Moreno, Vitória de Santo Antão e Pombos, realizando a verificação dos pontos que geram impactos na qualidade da água ao longo da sub-bacia. Os dados referentes à presença de *Cylindrospermopsis raciborskii* foram compilados da Companhia Pernambucana de Saneamento, sendo posteriormente submetidos à análise e comparados com os parâmetros exigidos pela legislação para verificar desvios e riscos a que o reservatório se encontra. Os resultados mostraram que o uso e ocupação desordenados do solo ao longo da sub-bacia do rio Tapacurá tem contribuído para o alto quantitativo de *Cylindrospermopsis raciborskii* no reservatório e detecção da presença constante e acima dos níveis estabelecidos pelas legislações vigentes.

Palavras-chave: *Cylindrospermopsis raciborskii,* Antropização, Recursos hídricos.

1. INTRODUÇÃO

Diante da importância da qualidade da água para o abastecimento público é cada vez mais necessário identificar possíveis pontos de contaminação e efetuar planos de monitoramento em mananciais de água, de modo que possam ser identificados os parâmetros que se encontram com valores fora dos exigidos pelas legislações vigentes, a fim de que medidas preventivas e/ou corretivas sejam tomadas assegurando o fornecimento de água com qualidade e livre de riscos para a população.

A relevância da área de estudo deste trabalho se dá em função de abranger alguns municípios importantes do Estado de Pernambuco, proximidade com a Região Metropolitana do Recife, dinâmica físico-natural alterada e existência do reservatório Tapacurá, de usos múltiplos e responsável pelo abastecimento de água de 36% da população da Região Metropolitana do Recife (COMPESA, 2013).

A primeira parte deste trabalho consistiu na análise do uso da terra na sub-bacia do rio Tapacurá, englobando os municípios de Moreno, Gravatá, São Lourenço da Mata, Pombos e Vitória de Santo Antão, sendo que estes dois últimos tem apresentado significativo crescimento industrial e agropecuário. Na sequência foi estabelecido um perfil da bacia hidrográfica do rio Capibaribe, com a finalidade de mapear suas principais características. Posteriormente, fez-se uma análise da sub-bacia do rio Tapacurá, foco de análise deste trabalho, de modo a proporcionar melhor entendimento da importância da mesma para a população da Região Metropolitana do Recife e dos riscos a que se encontra exposta. Por último, procurou-se entender as dinâmicas de uso do solo ao longo da sub-bacia do rio Tapacurá e a influência da ação do homem em sua área de abrangência.

A constatação de possíveis riscos à integridade do reservatório Tapacurá, através da eutrofização, também compõe os objetivos deste trabalho, uma vez que o uso do solo de forma indevida compromete a integridade dos recursos hídricos. Como exemplo, têm-se as atividades agropecuárias e o despejo de efluentes domésticos e industriais, resultando no aumento do aporte de nutrientes que, por sua vez, possibilitam a proliferação de microrganismos que põem em risco a saúde da população e elevam o custo do tratamento da água, que deve apresentar padrões exigidos pelas legislações vigentes. A cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, no reservatório de Tapacurá, foi

escolhida como um bioindicador da qualidade ambiental da água, uma vez que a incidência da mesma está ligada a fatores ocasionados pela ação do homem, tais como eutrofização dos mananciais ocasionada pelo excessivo lançamento de nutrientes.

Dito posto, o objetivo desse estudo foi análisar o uso e ocupação do solo na sub-bacia do rio Tapacurá em Pernambuco e a sua correlação com a incidência da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii,* devido aos riscos que a mesma oferece à qualidade da água e à saúde da população.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho apresenta um caráter aplicado e causal baseado em pressupostos quali-quantitavos, os quais se apoiam em uma abordagem sistêmica a partir das temáticas: dinâmicas de uso e ocupação do solo; contaminação; degradação ambiental; índice de qualidade da água; reservatórios de água; gestão de recursos hídricos. Os critérios adotados para definir a área de estudo partem da adoção da bacia hidrográfica enquanto unidade de análise e planejamento. Nesse sentido tem-se a sub-bacia do rio Tapacurá enquanto área de estudo, a qual foi delimitada a partir dos principais cursos de água e reservatórios existentes, além da superposição desses elementos com os aspectos ambientais e principais núcleos urbanos. Para efeitos de processamento e geração da área de estudo, foi utilizado o programa computacional Arcgis® 10.

Para efeitos de entendimento da qualidade da água na sub-bacia do rio Tapacurá realizou-se um levantamento quantitativo a partir de dados do IBGE (Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística) e IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada) para verificar quais seriam os processos produtivos predominantes na bacia e num momento posterior elaborou-se um mapa representativo das principais formas de uso e ocupação da terra a partir de trabalhos de campo. Foram definidos, em campo, pontos ao longo da sub-bacia do rio Tapacurá, de modo a proporcionar visualização sobre a atual situação e observadas possíveis fontes poluidoras do rio e de seus afluentes, de modo a oferecer uma visão geral do uso e ocupação da terra na bacia e pontuar as principais fontes poluidoras.

2.1. CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII NO RESERVATÓRIO TAPACURÁ

A identificação da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* foi realizada por meio da utilização da chave de identificação descrita por SANT´ANNA et al. (2006), que consiste na análise das características morfológicas das cianobactérias. A quantificação foi realizada em câmaras de Sedgwick-Rafter, descrito em APHA (2005). Para tanto foi utilizado um microscópio invertido Leica com aumento de 200 ×. O cálculo da frequência de ocorrência de cianobactérias nas amostras foi efetuado conforme descrição e adaptação de Lobo e Leighton (1986). Com as classificações sendo denominadas por: Espécies constantes (F > 50%); Espécies comuns (20% < F < 50%) e Espécies raras (F < 20%).

O estudo acerca da ocorrência da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii* foi baseado em dados secundários fornecidos e disponibilizados a partir de coletas realizadas no Reservatório de Tapacurá, no ponto de captação de água bruta, pela COMPESA – Companhia Pernambucana de Saneamento, através da GQL – Gerência de Controle de Qualidade, cujo período de amostragem ocorreu entre janeiro de 2008 e outubro de 2010, totalizando 180 amostras, respeitando-se a frequência semanal estabelecida pela portaria 2.914 de 2011, do Ministério da Saúde.

3. RESULTADOS

3.1 USO E OCUPAÇÃO DO SOLO NA SUB-BACIA DO RIO TAPACURÁ

Após levantamento efetuado nos pontos de observação, escolhidos aleatoriamente ao longo da sub-bacia do rio Tapacurá, foi constatado que o uso da terra ocorre de forma desordenada, o que pode caracterizar a falta de planejamento acerca da ocupação e o descumprimento dos Planos Diretores das cidades observadas. Atividades como lançamento de efluentes domésticos, dejetos de animais e resíduos de agrotóxicos, entre outros, podem contribuir para o aumento do aporte de nutrientes, notadamente nitrogênio e Fósforo, no rio Tapacurá, que podem ocasionar florações de algas e, consequentemente, a produção de substâncias que comprometam a qualidade da água, tais como as cianotoxinas, por exemplo. O quadro 1 expõe, de forma resumida, os pontos observados ao longo da sub-bacia do rio Tapacurá.

Quadro 1 - Pontos de observação na sub-bacia do rio Tapacurá

Localização espacial	Localização Física	Características gerais	Uso e ocupação	Problemas	Tendências
Ponto 01 08°12'18" S e 35°26'54" w, Altitude de 524m	Divisa entre as bacias dos rios Ipojuca e Tapacurá	Área de topo, com vegetação secundária	Agricultura familiar e criação de gado	Desmatamento, assoreamento do solo	Expansão do núcleo urbano de Chã Grande, aumento do desmatamento
Ponto 02 08°08'18" S e 35°23'27" W, Altitude de 191m	Município de Pombos	Núcleo urbano, área de vale ocupada por residências	Ocupação urbana de baixa densidade, criação de animais	Lançamento de efluentes e lixo, assoreamento do solo, excesso de algas (macrofitas)	Impacto visual de contaminação, proliferação de doenças, impacto na qualidade da água
Ponto 03 08°08'30" S e 35°23'34" W, Altitude de 188m	Município de Pombos	Núcleo urbano, área de vale ocupada por residências	Ocupação urbana de baixa densidade, criação de animais	Lançamento de efluentes e lixo, assoreamento do solo, presença de algas (macrofitas)	Impacto visual de contaminação, proliferação de doenças, impacto na qualidade da água
Ponto 04 08°08'49" S e 35°23'49" W, Altitude de 172m	Ao lado da fábrica da PITU em Vitória de Santo Antão	Área industrial	Instalação de indústria e ocupação urbana de baixa densidade	Presença excessiva de algas (macrofitas), eutrofização do rio Tapacurá	Possível impacto na qualidade da água no reservatório Tapacurá
Ponto 05 08°07'11" S e 35°19'14" W, Altitude de 161m	Município de Vitória de Santo Antão.	Núcleo urbano, área de vale ocupada por residências.	Ocupação urbana de baixa densidade, criação de animais.	Lançamento de efluentes e lixo, assoreamento do solo, presença de algas (macrofitas)	Possível impacto na qualidade da água no reservatório Tapacurá
Ponto 06 08°07'12" S e 35°17'17" W, Altitude de 140m	Município de Vitória de Santo Antão.	Núcleo urbano, área de vale ocupada por residências.	Ocupação urbana de baixa densidade, criação de animais.	Lançamento de efluentes e lixo, assoreamento do rio, presença de algas (macrofitas).	Possível impacto na qualidade da água no reservatório Tapacurá
Ponto 07 08°06'51" S e 35°16'58" W, Altitude de 116m	Município de Vitória de Santo Antão.	Núcleo urbano, área de vale ocupada por residências.	Ocupação urbana de baixa densidade, criação de animais.	Lançamento de efluentes e lixo, assoreamento do solo, presença de algas (macrofitas).	Possível impacto na qualidade da água no reservatório Tapacurá
Ponto 08 08°02'11" S e 35°09'44" W, Altitude de 88m	Reservatório Tapacurá, município de São Lourenço da Mata.	Área com pouco desmatamento, vegetação Mata Atlântica.	Cultivo de culturas e criação de gado, com destaque para a cana-de-açúcar	Presença de algas (macrofitas)	Impacto na qualidade da água, oneração do sistema de tratamento de água para abastecimento

3.2 *CYLINDROSPERMOPSIS RACIBORSKII* NO RESERVATÓRIO DE TAPACURÁ

Após diagnóstico da área de estudo, através de observação in loco, foram avaliados os resultados das análises de *Cylindrospermopsis raciborskii* no período de janeiro de 2008 a dezembro de 2010, de modo a quantificar sua presença. A frequência de coletas para a realização das análises foi determinada de acordo com o estabelecido na Portaria 2.914/2011, que expõe que, para água bruta, a frequência deverá ser semanal quando o limite máximo de 20.000 células/ml for ultrapassado. Nos anos de 2008, 2009 e 2010, foi realizado um total de 144 amostras. Foi observada, em 2008, a presença de *Cylindrospermopsis raciborskii* em 27 amostras, representando 56% do total. Em 2009 observou-se que, das 48 amostras analisadas, 43 apresentaram a presença da cianobactéria, totalizando 90% do total, ou seja, durante quase todo o ano o reservatório Tapacurá vivenciou a presença de *Cylidropermopsis raciborskii.* Constatou-se no ano de 2010, que das 48 amostras, 25 apresentaram a presença da cianobactéria, o que representou uma queda bastante significativa do percentual em relação a 2009, tal fato pode estar associado ao diferente quantitativo de chuvas nos dois anos, entretanto, o ano de 2010, mesmo apresentando quantitativo inferior de *Cylindrospermopsis raciborskii* comparado ao ano anterior, ainda apresentou um percentual elevado, o qual representou 52% do total das amostras analisadas (FIGURA 1a).

Figura 1 - Percentual de amostras que apresentaram *Cylindrospermopsis raciborskii* (a) e (b) percentual de *Cylindrospermopsis raciborskii* acima dos limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005 (limite de 50.000 células/ml)



(a) (b)

Embora o reservatório Tapacurá tenha apresentado um percentual alto de *Cylindrospermopsis raciborskii* ao longo dos três anos estudados, não é possível concluir se o quantitativo representa riscos à qualidade da água, pois, para se chegar a esta conclusão, seria necessário acesso aos resultados de cianotoxinas, pois são elas que representam riscos à saúde pública. Entretanto, mesmo presentes, é possível removê-las da água através de tratamento específico, utilizando-se, por exemplo, carvão ativado para retê-las. A utilização deste produto químico no tratamento, entretanto, representa um acréscimo no custo da água tratada destinada à população.

Ao analisar os percentuais das amostras que apresentaram *Cylindrospermopsis raciborskii* e compará-los aos limites máximos estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, relativos à classe 2, águas destinadas ao abastecimento para consumo humano após tratamento convencional, observa-se que a incidência desta cianobactéria foi, na maioria das vezes, superior aos limites estabelecidos, ou seja, 50.000 células/ml. A figura 1b expõe os percentuais das amostras de *Cylindrospermopsis raciborskii* que encontravam-se com valores acima do estabelecido pela Resolução CONAMA 357/2005 no reservatório Tapacurá.

Este resultado, porém, não é suficiente para que se determine se a água presente no reservatório é imprópria para consumo humano, pois outros parâmetros, tais como resultados físico-químicos e microbiológicos, por exemplo, são fundamentais para analisar a qualidade da água. Os percentuais alertam para um risco a que a água pode ser submetida, devido ao potencial toxicológico oferecido pela cianotoxina Cilindropermopsina, caso a mesma venha a ser produzida pela cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii.*

4. CONCLUSÃO

A investigação in loco concluiu que o uso e ocupação do solo na Bacia Hidrográfica do rio Tapacurá encontra-se bastante desordenados com excessivo lançamento de efluentes domésticos no rio Tapacurá e nos seus afluentes, comprometendo a qualidade hidrobiológica da água do reservatório Tapacurá, uma vez que todo o curso do rio converge para o mesmo. Pôde-se também observar o assoreamento do rio em alguns trechos. As cidades de Pombos e Vitória de Santo Antão apresentaram maiores pontos de contaminação, talvez influenciado por polo industrial que ali se forma. Em relação à

presença da cianobactéria *Cylindrospermopsis raciborskii*, observou-se que a mesma é constante ao longo de todos os meses, e que o quantitativo ultrapassou os limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, inferindo-se sobre a importância de monitoramento dessa cianobactéria para assegurar a integridade da água para consumo humano. Como medidas preventivas, a adoção de estratégias para a desocupação das margens do rio e sua revitalização, assim como a instalação de estações de tratamento de podem apresentar resultados satisfatórios. Caso o cenário atual seja mantido, a curto prazo o futuro da área que compõe a sub-bacia em estudo e o reservatório Tapacurá estarão em situação crítica, o que gerará, como consequência, a degradação ambiental dos mesmos e comprometendo o abastecimento de água da Região Metropolitana do Recife.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Companhia Pernambucana de Saneamento de Pernambuco – COMPESA e ao Instituto Tecnológico de Pernambuco – ITEP pelo desenvolvimento deste trabalho.

REFERÊNCIAS

APHA. **Standard Methods For The Examination Of Water And Wastewater**. 20ª ed. United States Of América. American Public Health Association, 1998.

BRASIL. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. Resolução 357. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Brasília, **Diário Oficial de República Federativa do Brasil**, de 17 de março de 2005.

COMPESA. COMPANHIA PERNAMBUCANA DE SANEAMENTO. Disponível em: www.compesa.com.br/arquivos/saneamento/tapacura.pdf. Acesso em 12 de janeiro de 2013.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitarias de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista Biologia Marinha**, v. 22 n.1: p. 1-29, 1986.

SANT'ANNA, C.L.; AZEVEDO, M.T.P.; AGUJARO, L.F.; CARVALHO, M.C.; CARVALHO, L.R.; SOUZA, R.C.R.. **Manual ilustrado para identificação e contagem de cianobactérias planctônicas de águas continentais brasileiras.** Rio de Janeiro: Interciência, 2006. 58 p.

DISCUSSÃO SOBRE A DILUIÇÃO DE EFLUENTES INDUSTRIAIS EM CORPOS HÍDRICOS

Andreza Tacyana Félix Carvalho Fraga[1]; Maria José de Sousa Cordão[2]; Thiago Ferreira Soares[3] e Maria das Graças Cruz Mota[4]

Resumo

A utilização não planejada dos corpos hídricos como destino final do processo de tratamento de efluentes industriais, modifica a qualidade da água e consequentemente seus usos, além de contaminar o solo, e alterar toda a comunidade biológica. O presente trabalho trata-se de uma discussão acerca da limitação em termo de diluição de efluentes em uma microbacia preponderantemente industrial situado na área portuária de Suape - PE, que destaca a bacia hidrográfica como unidade de planejamento e gestão. A proposta final visa contribuir no apoio à tomada de decisão em relação ao planejamento ambiental da microbacia do riacho Algodoais através do controle da poluição e atendimento à legislação. São apresentadas discussões sobre a capacidade da microbacia em receber efluentes industriais a partir de informações apresentadas pelas indústrias, de acordo com particularidades da rede hidrográfica.

Palavras-chave: Qualidade da Água, Efluentes Industriais, Autodepuração.

INTRODUÇÃO

A capacidade de diluição de cada corpo de água corrente é uma característica particular e, em seu próprio contexto é altamente variável; dessa forma Von Sperling (2005), expõe que, possivelmente esta é a maior dificuldade de se estudar as características

[1] Geógrafa pela Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Assistente em Gestão Ambiental da Agência Estadual de Meio Ambiente de Pernambuco – CPRH. Email: andrezafelix2009@hotmail.com.
[2] Engenheira Civil pela Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG, Analista em Gestão Ambiental da CPRH.
[3] Biólogo pela Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Assistente em Gestão Ambiental da CPRH.
[4] Engenheira Química pela Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Especialização em Engenharia de Processos Químicos pela UFPE e MBA em Planejamento e Gestão Ambiental pela Universidade de Pernambuco – UPE. Analista em Gestão Ambiental da CPRH.

generalizadoras desses processos. Velz[5] (1984 *apud* CUNHA *et al*. (2004), afirma que o caráter dos recursos hídricos é dinâmico e complexo, com suas variações espaciais e temporais facilmente perceptíveis em regiões estuarinas, já que o equilíbrio estável no ambiente hidrológico é estabelecido por meio de interações complexas entre a água, o canal de escoamento e a cobertura vegetal, Von Sperling (2007) ainda acrescenta:

> Nos países emergentes onde a carência de recursos é uma realidade dentro de vários setores, a utilização de cursos d'água como complementação dos processos que ocorrem no tratamento de esgotos é parcialmente justificada, embora não isentando a necessidade de sua realização de forma segura e dentro dos limites estabelecidos nas legislações ambientais vigentes.

No Brasil foram estabelecidas normas regulamentadoras tendo em vista à preservação, melhoria e recuperação da qualidade ambiental propícia à vida, visando assegurar, condições ao desenvolvimento sócio-econômico, aos interesses da segurança nacional e à proteção da dignidade da vida humana. Entre elas estão, as Leis Federais n° 6.938/1981 (Política Nacional de Meio Ambiente), n° 9.433/1997 (Política Nacional de Recursos Hídricos) e n° 11.445/2007 (Política Nacional de Saneamento Básico); Resoluções CONAMA 357/2005 e 430/2011 e, 034/2012 as quais dispõem respectivamente sobre a classificação dos corpos de água, diretrizes ambientais para o seu enquadramento e os padrões para qualidade das águas, condições para lançamentos de efluentes, bem como as demais Políticas Estaduais e Municipais vigentes.

Através do licenciamento ambiental, um dos instrumentos da Política de Meio Ambiente, atividades geradoras de impactos ambientais são objetos deste procedimento administrativo, dentre elas, as indústrias, que por sua vez, necessitam de grande quantidade de água em seus processos, são grandes contribuintes para a contaminação dos rios, ora pela ineficiência dos sistemas de tratamentos, ora pela inexistência dos mesmos, sendo gerado assim um alto volume de efluentes líquidos (FREIRE, *et al.,* 2000). "Os rejeitos como os de indústrias alimentícias, além do forte caráter ácido ou básico, apresentam grande concentração de sólidos orgânicos em suspensão. Esta elevada carga orgânica provoca em muitos casos depleção do oxigênio dissolvido e modificações na comunidade biológica" (ANDRADE, *et al,* 1998:1). Neste sentido, este trabalho apresenta uma discussão sobre os problemas gerados pelo lançamento de

[5] VELZ, C. J. **Applied Stream Sanitation**. A Wiley-Interscience Publication. Second Edition. Michigan, EUA. 799 p. 1984.

efluentes industriais, retratando a realidade de uma bacia hidrográfica localizada ao sul do estado de Pernambuco, Brasil.

MATERIAIS E MÉTODOS

São dados e informações utilizados neste trabalho: coletas *in loco* através de pesquisa de campo, documentos técnicos apresentados pelas indústrias à Agência de Meio Ambiente do Estado de Pernambuco (CPRH) e fontes bibliográficas.

Caracterização da área

A microbacia do riacho Algodoais está inserida na sub-bacia do rio Massangana, que integra o Grupo de Bacias de Pequenos Rios Litorâneos (GL-2). Está situada entre as coordenadas geográficas UTM: 269009 e 287049; 9096886 e 9089773, ocupando uma área de 25,31 km² e extensão aproximadamente de 10 km². Localiza-se no território do Complexo industrial Portuário Governador Eraldo Gueiros de Suape (CIPS), município do Cabo de Santo Agostinho – PE, pertencente à Unidade de Planejamento UP 15 (SECTMA, 2006).

Morfologicamente, o riacho Algodoais é classificado como retilíneo, possui escoamento do tipo laminar com pequena vazão e declividade, além de um trecho retificado na zona estuarina. Destacam-se as contribuições de um canal artificial destinado ao lançamento de efluentes industriais tratados e à canalização das águas pluviais. Com relação ao uso do solo, três zonas bem distintas podem ser identificadas: uma zona rural, a qual compreende a área de nascentes; uma zona industrial e uma zona estuarina, esta última, alimentada por uma série de pequenos rios e riachos, tais como: Tabatinga, Tiriri, Poma, Jasmim, sendo os dois últimos afluentes do riacho Algodoais. Estas zonas correspondem, respectivamente, a 38%, 50% e 12% da área total da microbacia (Figura 1). A Zona industrial, objeto de estudo, apresenta indústrias de alimentos, bebidas, cerâmicas e plásticos (Tabela 1). Foi levantado um total de 17 indústrias de grande porte; parte destas lança seus efluentes diretamente no riacho Algodoais, após tratamento. Outras lançam no canal artificial que por sua vez deságua no riacho Poma, o qual é afluente do riacho Algodoais.

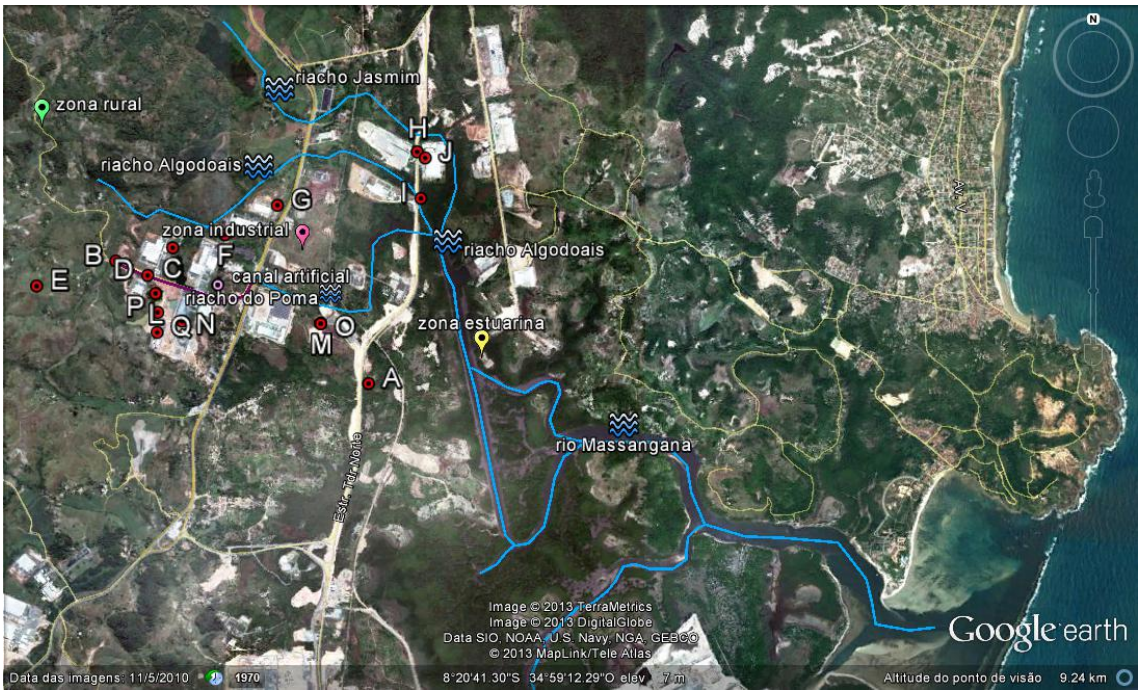


Figura 1 – **Levantamento de indústrias localizadas na microbacia do riacho Algodoais**

Fonte: Google Earth, 2013.

Tabela 1: **Carga Orgânica e vazão de efluentes de indústrias localizadas na microbacia do riacho Algodoais**

Nome	Tipologia	Carga orgânica (Kg.DBO/dia)	Vazão de efluentes (m^3/h)	Coordenadas (UTM)
A	Borracha e Plástico	S/L* – possui sistema de fossa séptica com valas de infiltração ou sumidouro	-	0276635 9077948
B	Alimentos e Bebidas	2,25	10	0276942 9077826
C	Borracha e Plástico	S/L* – possui sistema de fossa séptica com valas de infiltração ou sumidouro	-	0276635 9077948
D	Alimentos e Bebidas	66,87	412,45	0277242 9077693
E	Produtos de Metal	7	6,81	0277738 9077596
F	ETE Industrial	277	558,9	0278022 9078338
G	Plástico	S/L* – possui sistema	-	0278452

		de fossa séptica com valas de infiltração ou sumidouro		9078353
H	Cerâmica	S/L* – possui sistema de fossa séptica com valas de infiltração ou sumidouro	-	0279760 9078861
I	Máquinas e materiais elétricos	-	-	0279797 9078426
J	Cerâmica	Lagoa de decantação	4,3	0279836 9078804
L	Alimentos e Bebidas	Enviados para tratar em ETE industrial	-	0277849 9077528
M	Produtos de limpeza	ETE físico-química com lodo ativado	O efluente tratado é usado na irrigação de jardim, e o excesso descartado em canal de drenagem	0277638 9077244
N	Alimentos e Bebidas	ETE físico-química com lodo ativado	-	0277560 9077270
O	Alimentos e Bebidas	17,4	0,11	0277652 9077250
P	Borracha e Plástico	ETE físico-química com lodo ativado	-	0277335 9077349
Q	Alimentos e Bebidas	S/L* – possui sistema de fossa séptica com valas de infiltração ou sumidouro	-	0277852 9077165

*S/L - Sem Lançamento; ETE – Estação Tratamento de Esgotos.

Fonte: CPRH, 2013.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A partir da Zona Industrial percebe-se mudanças significativas na qualidade da água do riacho Algodoais, de acordo com o Relatório de Ensaio Nº 34.762 do Instituto Tecnológico de Pernambuco - ITEP (2008), como pode ser representado na Figura 2. Neste relatório os pontos de amostragem foram distribuídos da seguinte forma: P1 a P3 – situados na zona rural, P4 a P9 – situados na zona industrial, e P10, situado na zona estuarina. A partir do ponto P4 observa-se uma queda brusca do OD (Oxigênio Dissolvido), assim como há um aumento da DBO (Demanda Bioquímica de Oxigênio), inicia-se, portanto, a zona de degradação, a qual tem como principal característica

química a alta concentração de matéria orgânica com compostos e moléculas de estado complexo e potencialmente decomponível.

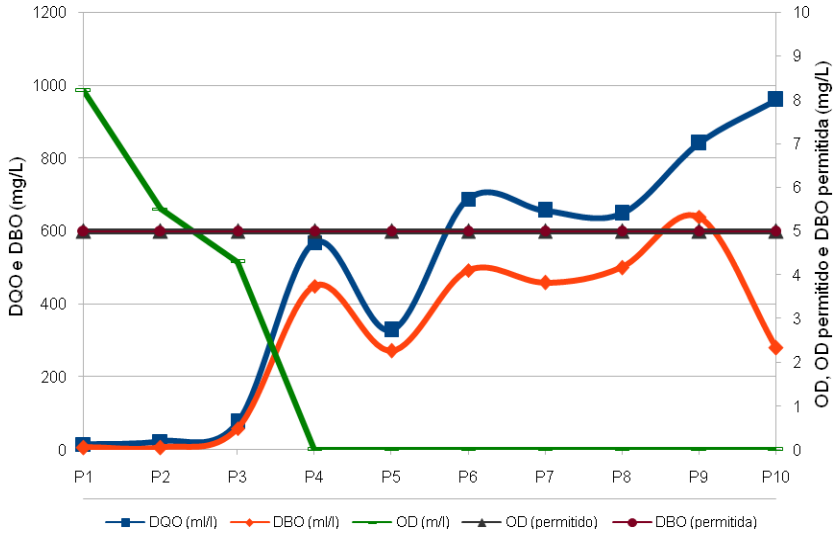


Figura 2 – **Parâmetros de qualidade da água do riacho Algodoais, da zona rural até a zona estuarina, no período de Novembro de 2008**

Fonte: ITEP, 2008.

Ressalta-se o fato de que quando são realizados vários lançamentos sequenciais dentro de um mesmo corpo d'água, sem que o mesmo tenha restabelecido seu equilíbrio, incorre em uma piora gradativa da qualidade da água, sendo esta uma condição freqüente do riacho Algodoais. Estas mudanças estão associadas à baixa capacidade do riacho Algodoais de diluição, difusão turbulenta, dispersão e autodepuração. Neste sentido, os impactos antrópicos nos recursos hídricos têm peculiaridades conforme afirma Magalhães Junior (2007):

> A sensibilidade da água aos impactos antrópicos é inversamente proporcional à diluição (resulta da relação entre volume de carga poluente e o volume de diluição), à difusão turbulenta (capacidade do corpo recipiente em misturar uma descarga poluente) à dispersão (fenômeno resultante dos processos de convecção ou advecção, cujo resultado é um aumento da eficiência dos processos de mistura), à autodepuração (fenômeno que representa a eficiência do corpo recipiente em transferir o oxigênio dissolvido da atmosfera para a água).

A análise dos dados da Figura 1 associada às condições hidrodinâmicas do referido riacho, tais como, vazão, velocidade de escoamento e declividade e à situação atual verificada por meio das visitas de campo demonstram que a capacidade de assimilação do riacho está comprometida.

A calha do riacho encontra-se também com ausência de mata ciliar, altos índices de assoreamento agravado pela deposição de lodo proveniente do processo de decomposição, além disso, influenciado pela localização em uma planície costeira, interferência da maré, e, por conseguinte, em estado de estabilização, interferido diretamente na capacidade de autodepuração do rio. Para efeito de diagnósticos de um corpo receptor torna-se necessário o levantamento de diversas informações, tais como: séries históricas de monitoramento da qualidade e da quantidade da água, para realizar análises em nível metodológico, bem como em níveis empíricos. Ressaltamos que embora não tenha sido realizada nenhuma modelagem matemática sistemática, é possível, baseado nas informações apresentadas, ter a percepção dos impactos ambientais frente às condições atuais na área da microbacia do riacho Algodoais.

CONCLUSÃO

A microbacia do riacho Algodais recebe de acordo com os dados da Tabela 1 uma carga orgânica de aproximadamente 370,52 Kg/DBO.dia com uma vazão de efluentes total de 23.718,48m³/dia. O lançamento de novos efluentes industriais neste riacho requer um estudo prévio de grande detalhamento, como por exemplo, a capacidade de autodepuração do rio, e até mesmo, sobre a real eficiência do tratamento realizado atualmente pelas empresas que prontamente lançam seus despejos no riacho. Diante dos fatos, convênios de cooperação técnica entre as empresas e os órgãos ambientais podem ser planejados e desenvolvidos para o melhoramento substancialmente da qualidade ambiental da microbacia.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, R.C. B.; SOUZA, M. F.L.; COUTO, E. da C. G. **Influência de efluentes têxteis e alimentícios sobre o metabolismo e propriedade físicas e químicas do rio Piauitinga (Sergipe)**. Química Nova, 21(4) (1998).

ARRAES, C. E. da S. **Hidrologia do Município de Ipojuca/Pernambuco**. Recife: CPRM/FIDEM, 1998. 22 p. 1 mapa (in bolso).

CETESB. **Índice de Qualidade das águas**, 2008. Disponível em http://www.cetesb.sp.gov. Acesso em 12 de fevereiro de 2013.

COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DOS RIOS PIRACICABA E JAGUARI. São Paulo, Comitê PCJ. **Caderno de Recursos Hídricos**: procedimentos para enquadramento dos corpos d'água. Disponível em http://www.comitepcj.sp.gov.br/gapb/ProcedimentosEnquadramento.pdf. Acesso em 14 de março de 2013.

FREIRE, R S; PELEGRINI, R; KUBOTA, L, T; DURAN, N; PERALTA-ZAMORA, P. **Novas tendência para o tratamento de resíduos industriais.** Química Nova, 23(4), 2000.

GOOGLE. **Programa Google Earth,** 2013.

INSTITUTO TECNOLÓGICO DE PERNAMBUCO - ITEP. **Relatório de Ensaio Nº 34.762.** Dezembro. 2008. 11p.

MAGALHÃES JÚNIOR, A. P., **Indicadores Ambientais e Recursos Hídricos**: realidade de perspectivas para o Brasil a partir da Experiência Francesa. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2007.

SECRETARIA DE CIÊNCIA, TECNOLOGIA E MEIO AMBIENTE DE PERNAMBUCO - SECTMA. **Atlas da Biodiversidade de Pernambuco**. SECTMA: Recife, 86p. 2002.

VON SPERLING, M. **Princípios do tratamento biológico de águas residuárias**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2005.

VON SPERLING, M. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental/UFMG, 2007. 588p.

MANEJO DO SOLO EM ÁREAS DEGRADADAS NO MUNICÍPIO DE CABROBÓ (PE)[1]

Andrezza Karla de Oliveira Silva[2]
Fernando de Oliveira Mota Filho[3]
Eugênia Cristina Gonçalves Pereira[4]

Parte do projeto de dissertação[1]; Mestranda do Programa de Pós-Graduação em Geografia – UFPE, Bolsista CAPES[2] (e-mail: andrezzakarla86@hotmail.com); Prof. Dr. do Departamento de Ciências Geográficas – UFPE[3] (e-mail: fmf@elogica.com.br); Profa. Dra. do Departamento de Ciências Geográficas – UFPE, Bolsista de Produtividade em Pesquisa do CNPq[4] (e-mail:verticillaris@gmail.com.br).

Resumo

Dentre as formas de degradação no semiárido pernambucano estão o manejo inadequado do solo, lavouras itinerantes, criação extensiva, queimadas e a utilização de cultivos agrícolas inapropriados para as características pedológicas da região. Neste sentido objetivou-se verificar as técnicas de irrigação e os cultivos agrícolas utilizados por agricultores no município de Cabrobó, especificamente na ilha de Assunção. O instrumental teórico-empírico utilizado para a construção deste artigo está baseado em observações *in loco* dos impactos ocasionados pelo manejo da terra. Os resultados demonstram que a ilha possui extensas áreas degradadas devido ao manejo inadequado e introdução de cultivos agrícolas impróprios para a região. Observou-se que os agricultores locais fazem uso da técnica de irrigação por inundação, que forma uma lâmina constante de água, cobrindo parte do caule da planta, empregada principalmente na plantação de cebola (*Allium cepa*, Lineu), arroz (*Oryza sativa*), banana (*Musa spp.*), alguns agricultores estão utilizando outros métodos de irrigação por aspersão e por gotejamento. Portanto, mesmo com modificações nas práticas agrícolas o uso intenso dessas áreas durante intervalo de tempo curto a médio tende a diminuição da fertilidade e da produção, e consequentemente a um processo de salinização do solo e o abandono pelos agricultores.

Palavras-chave: Irrigação, semiárido brasileiro, degradação ambiental.

INTRODUÇÃO

A UNCCD (1994) considera o Nordeste do Brasil como sendo uma área em potencial ao processo de desertificação. A região semiárida do Nordeste brasileiro caracteriza-se por ser um ambiente em equilíbrio instável (MATALLO-JUNIOR, 2003; SAMPAIO *et al*., 2003; VASCONCELOS SOBRINHO, 1983), e interferências nesse ecossistema podem ocasionar uma sucessão de impactos na cobertura vegetal e no solo. Dentre as formas de degradação estão lavouras itinerantes, criação extensiva, queimadas (VASCONCELOS SOBRINHO, 1983), manejo inadequado do solo e utilização de cultivos agrícolas inapropriados para as características climáticas e pedológicas da região.

Vasconcelos Sobrinho (1983, p. 30) ressalta que como

> espelho do meio, a vegetação que recobre o solo de uma área é o indicador mais evidente e seguro da sua vocação ecológica. Nas regiões semi-áridas essa vocação ecológica tende espontaneamente para a desertificação. Contudo, é a presença do homem que se rompe esse equilíbrio, deflagrando os processos de degradação ambiental que, uma vez iniciados, tendem a se agravar em um processo dinâmico autopropelido, difícil de ser contido.

A região semiárida do Nordeste brasileiro caracteriza-se por um regime de distribuição irregular de chuvas, precipitação média de 250 mm anuais com elevadas taxas de evaporação (AB' SABER, 2002; MMA, 2007) e solos rasos, pedregosos, com tendência a salinidade e sodicidade, alta concentração de material mineral e baixa capacidade de drenagem (EMBRAPA, 1999).

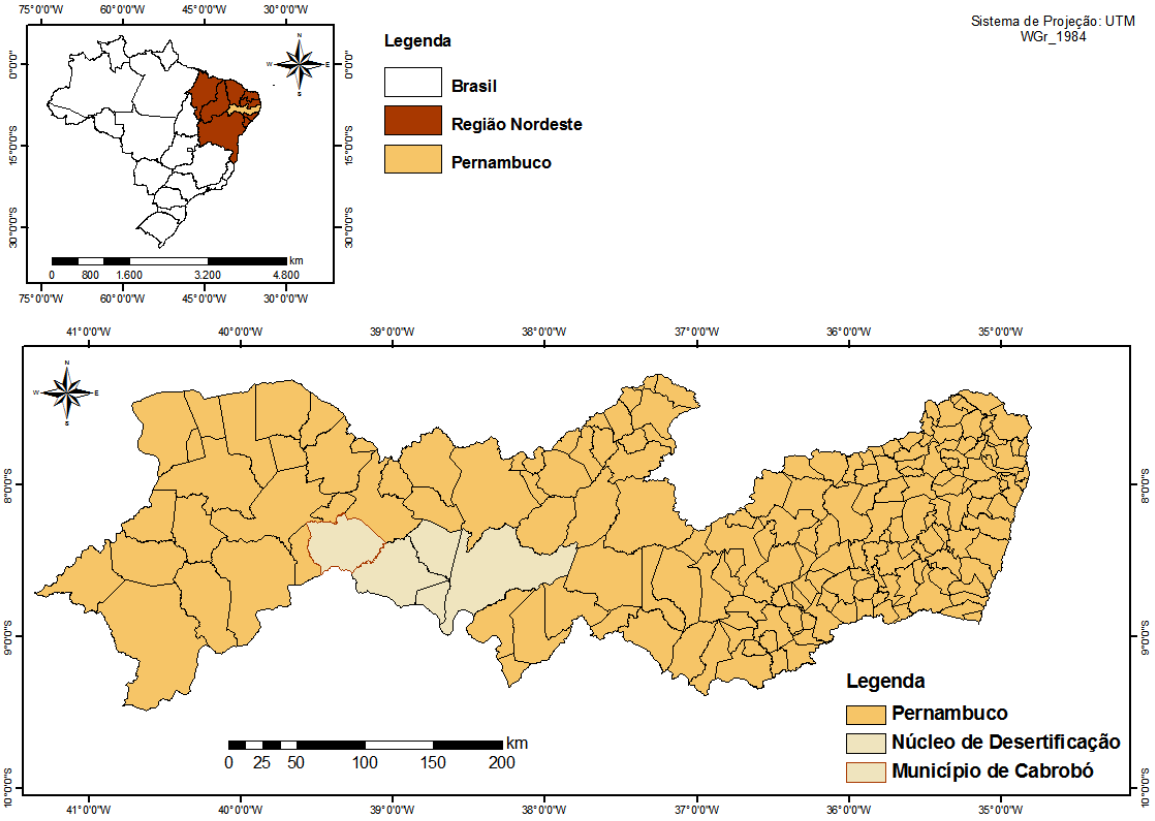
Dentre os processos de degradação do solo no semiárido nordestino, o manejo inadequado e a utilização de técnicas de irrigação mal supervisionadas é o que mais tem condicionado o processo de salinização, tornando extensas áreas de solo inutilizadas para o cultivo. A utilização de técnicas de irrigação mal supervisionadas em solo pode ser um dos fatores que o condiciona a um processo de salinização, pelo fato da água já apresentar sais dissolvidos que serão somados aos existentes no solo. Dependendo da qualidade da água utilizada na irrigação e do método, da fração de lixiviação e da evapotranspiração da região o solo pode se tornar salinizado em um curto intervalo de tempo (AGUIAR NETTO et al., 2007).

Em virtude da susceptibilidade da região semiárida do estado de Pernambuco à salinização, condicionada por largo uso da agricultura irrigada nas áreas componentes do Núcleo de desertificação de Pernambuco, objetivou-se verificar as técnicas de irrigação e os cultivos agrícolas utilizados por agricultores no município de Cabrobó.

MATERIAL E MÉTODOS

O semiárido do Nordeste do Brasil apresenta uma extensão territorial de 1.554.387,7 km², e, destas cerca de 180.000 km² são áreas em processo de degradação entre parâmetros muito graves e graves (MMA, 2007). O Núcleo de Desertificação de Cabrobó, em Pernambuco, é formado por cinco municípios Belém do São Francisco, Cabrobó, Carnaubeira da Penha, Floresta e Itacuruba (Figura 1).

Figura 1. Mapa Núcleo de Desertificação de Pernambuco.



Fonte: IBGE, 2000. Licença ArcGis 9.3 fornecida pelo SERGEO/UFPE.

Para a realização da análise foi selecionado o município de Cabrobó, especificamente a ilha de Assunção localizada no médio São Francisco, está possui uma

área de 5.769 hectares. A referida localizada é habitada pela Comunidade Indígena Truka com população estimada em 5.800 hab (IBGE, 2010). Realizaram-se duas visitas a área em agosto e dezembro de 2012, onde foram obervadas as técnicas de irrigação utilizadas pelos agricultores e os principais cultivos agrícolas. Foram visitados 08 agricultores na ilha de Assunção, principal núcleo agrícola do município e um dos maiores produtores de arroz do estado de Pernambuco, com 80% da produção pernambucana (IBGE, 2006).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

No município de Cabrobó predomina uma paisagem com solos, como Planossolo, Luvissolos, Cambissolos, Neossolos Flúvicos, Neossolos Litólicos e Argissolo. Nas áreas analisadas foi observada a predominância de solos do tipo Luvissolos e Neossolos Flúvicos.

Os Luvissolos são característicos de terrenos do Pré-Cambriano desenvolvidos a partir de rochas de micaxisto, biotita-xisto, gnaisse, tilito, anfibolito (SUDENE, 1973). Luvissolos são solos que possuem coloração avermelhada, laranja, amarelada ou acinzentada, alta concentração de material mineral, saturação por base alta com capacidade de troca de 2:1, e tendência à salinidade e sodicidade (EMBRAPA, 1999). São solos rasos possuem o horizonte B textural e um horizonte A pouco desenvolvido, apresentam profundidade média que varia entre 45 e 85 cm (EMBRAPA, 1999; SUDENE, 1973).

Os Nessolos Flúvicos são derivados do processo de sedimentação de material aluvial e apresentam caráter flúvico, com horizonte glei ou horizontes de coloração pálida. São solos com profundidade média de 120 cm, (EMBRAPA, 1999), possuindo nesta localidade características sódicas e salinas.

Andrade-Lima (1972) ressalta que na constituição dos solos, existe um aspecto que merece ênfase, a presença de elevadas quantidades de sais no solo, especificamente o cloreto de sódio, pois é um sal de difícil metabolização pelos vegetais.

Esta susceptibilidade das espécies vegetais relaciona-se aos sais encontrados no solo que são transportados por capilaridade para sua superfície e inadequada drenagem (BASTOS, 2004). A salinização é o processo pelo qual a concentração de sais

dissolvidos na água e no solo é maior devido a processos naturais, ou induzidos pelo homem (SALAMA et al., 1999).

Reis (1996) destaca que as atividades antrópicas exercem influência no processo de erosão do solo do semiárido, devido ao uso agrícola, não considerando a capacidade de suporte do solo, por meio de métodos de cultivo impróprios.

Na área o tipo de irrigação mais frequente é por inundação, que forma uma lâmina constante de água que cobre parte do caule da planta cultivada, podendo este tipo de irrigação ser por gravidade ou bombeamento, esse excesso de água deixa o solo alagado, dissolvendo os sais que lá se encontram, com a evaporação da água, estes sais são elevados para os horizontes mais superficiais (BERNARDO, 1995). Esta técnica é utilizada principalmente nos cultivos de arroz, cebola e em algumas fruticulturas (Figuras 3 e 4). Este tipo de irrigação é fator condicionante para a salinização, que tem como conseqüência a inibição da germinação de sementes e causa prejuízos ao desenvolvimento vegetativo das plantas sensíveis à salinidade, reduzindo sua produtividade e, em casos mais intensos, levam à morte das plantas.

Figuras 3 e 4. Plantação de cebola (esquerda) e maracujá (direita).



Foto: Andrezza Silva. 06/08/2012.

Essas áreas quando utilizadas de forma intensiva durante intervalo de tempo curto a médio, tendem a diminuição da fertilidade e da produção, e consequentemente a um processo de salinização do solo e o abandono pelos agricultores (Figuras 5 e 6).

Figuras 5 e 6. Áreas degradadas pelo manejo.



Foto: Andrezza Silva. 07/08/2012.

Deste modo, foi constatado que os agricultores da ilha de Assunção diante dos impactos gerados ao ecossistema estão modificando seus métodos e cultivos, passando a introduzir a irrigação por aspersão e gotejamento (Figuras 7 e 8), e a fruticultura banana (*Musa* sp), goiaba (*Psidium guajava*), manga (*Mangifera indica*) em detrimento a plantação de cebola e arroz, entretanto ainda predomina, mesmo com a fruticultura, a irrigação por inundação.

Figuras 7 e 8. Plantação de manga (esquerda) e mamão (direita).



Foto: Andrezza Silva. 05/12/2012.

CONCLUSÃO

1. Foi possível observar que áreas com manejo irregular propiciam um aumento da quantidade de sais no solo o que acelera a salinização e traz como consequência a diminuição da produtividade do solo, a perda da biomassa e sua infertilidade.

2. Verifica-se uma nova reconfiguração do espaço, com a introdução de novos cultivos agrícolas na área, como a fruticultura, no entanto ainda predominam técnicas de irrigação inadequadas para as características da região.

3. Observou-se que alguns agricultores estão modificando as técnicas de irrigação, introduzindo formas mais eficientes, como a irrigação por gotejamento. Contudo, este método está sendo empregado por uma pequena minoria dos agricultores.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e ao CNPq pela concessão da Bolsa de Mestrado e de Produtividade em Pesquisa dos autores.

REFERÊNCIAS

ANDRADE-LIMA, D. **Um pouco de ecologia para o nordeste:** parte geral. Recife: UFPE. Centro de Ensino de Ciencias do Nordeste, 1972. 76p.

AB'SABER, A. N. **Os domínios de natureza no Brasil:** potencialidades paisagísticas . 5. ed. Cotia, São Paulo: Ateliê, 2008. 159 p.

AGUIAR NETTO, A. O.; GOMES, C. C. S.; LINS, C. C. V.; BARROS, A. C.; CAMPECHEN, L. F. S. M.; BLANCO, F. F. Características químicas e salino-sodicidade dos solos do Perímetro Irrigado Califórnia, SE, Brasil. In*:* **Revista de Ciência Rural**, Santa Maria, v. 37, n.6, p. 1640-1645, nov-dez. 2007.

BASTOS, D. C. O. **Manejo da salinidade em irrigação localizada: análise da alternativa de lixiviação incompleta.** Dissertação de Mestrado em Ciências do Solo, Universidade Federal Rural de Pernambuco, 2004. 92p.

BERNARDO, S. **Manual de irrigação**. 6. ed. Viçosa: UFV, 1995. 657 p.

EMBRAPA. **Sistema de classificação brasileiro de solos.** Brasília: SPI, 1999. 412 p.

MATALO JÚNIOR, H. **Desertificação**. Brasília: UNESCO, 2003. 80 p.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Atlas de áreas susceptíveis a desertificação no Brasil**. Santana, M.O. (Org.). Brasília: MMA, 2007. 134 p.

REIS, J. G. **Conservacao do solo no semi-arido Nordestino:** Uma analise critica. Recife: SUDENE, 1996. 51p.

SALAMA, R. B.; OTTO, C. J.; FITZPATRICK, R. W. Contributions of groundwater conditions to soil and water salinization. *In:* **Journal Hydrogeology**. Vol. 7, nº 1, p. 46-64. 1999.

SAMPAIO, E. V. B.; ARAÚJO, M. S. B.; SAMPAIO, Y. S. B. Impactos ambientais da agricultura no processo de desertificação no Nordeste do Brasil. In: **Revista de Geografia**. v. 22, n. 1, p. 90-112. 2003.

SUDENE. **Levantamento exploratório - reconhecimento de solos do Estado de Pernambuco.** Vol. 01. Recife: SUDENE, 1973. 358 p.

VASCONCELOS SOBRINHO, J. **Processos de desertificação no Nordeste.** Recife: SUDENE, 1983. 98 p.

SALINIDADE DA ÁGUA, BIOFERTILIZANTE E LIXIVIAÇÃO NA BIOMETRIA DO NONI[1]

Antônio Gustavo de Luna Souto[2], Lourival Ferreira Cavalcante[3];
Stella da Silva Prazeres[4], Antônio João de Lima Neto[5]

[2]Mestrando do PPGCS/ CCA/UFPB, Areia-PB, bolsista Capes, gusluso@hotmail.com;
[3]Prof. Dr. Deptº de Solos e Engenharia Rural, CCA/UFPB, Areia, PB, lofeca@cca.com.br;
[4]Doutoranda do PPGCS/CCA/UFPB, Areia-PB, bolsista Capes/REUNI, stella_prazeres@hotmail.com;
[5]Mestrando do PPGA/FCAV/Unesp, Jaboticabal-SP, bolsista Capes, E-mail: limanetoagro@hotmail.com

Resumo

A agricultura irrigada contribui expressivamente para a produção de alimentos, mas é a atividade que mais consome água no mundo. Um experimento, em blocos casualizados e arranjo fatorial 5 x 2 x 2, foi desenvolvido para avaliar os efeitos da irrigação com águas salinas de 0,5;1,5;3,0;4,5;6,0 dS m^{-1}, em vasos sem e com biofertilizante bovino, sem e com drenagem para lixiviação dos sais, no crescimento altura, diâmetro caulinar e área foliar de plantas de noni. A salinidade das águas de irrigação comprometeu o crescimento do noni, mas em maior drasticidade nas plantas dos tratamentos sem biofertilizante e sem drenagem.

Palavras-chave: Salinidade. Insumo Orgânico, Lixiviação de sais

INTRODUÇÃO

A água é o bem mais precioso recurso essencial para a manutenção da vida, produção de alimentos e crescimento econômico dos países. Atualmente, a situação da água em nosso planeta é preocupante, não apenas pela quantidade de recursos hídricos disponíveis, mas também pela qualidade desses recursos (CASSELLES et al., 1996).

A situação é mais preocupante ainda nas regiões áridas e semiáridas que além da quantidade de água ser inferior às necessidades estabelecida pelas condições climáticas (ALMEIDA, 2010), a maioria é restrita para o consumo humano e para a agricultura devido aos elevados teores de sais dissolvidos (DANTAS et al.,2002).

Ao considerar, o reduzido volume de água boa de qualidade para o consumo geral do mundo, e que a agricultura irrigada usa a água em grande demanda para produção alimentos e demais atividades (LACERDA et al., 2009), constata-se a necessidade de utilização de águas de qualidade inferior quanto à salinidade no sistema de produção agrícola. A utilização de espécies tolerantes para minimizar os efeitos

[1]Artigo extraído do Trabalho de Conclusão de Curso de Graduação em Agronomia do primeiro autor

deletérios dos sais para se produzir em escala comercial pode ser uma das alternativas. Nesse sentido, o noni (*Morinda citrifolia*), planta exótica que cresce e produz em regiões litorâneas do pacífico é bastante utilizada na medicina oriental e outras partes do mundo (MACCARI & MAPUSUA, 2007). Quanto aos sais, conforme Nunes et al. (2009) e Nivas et al. (2011) comporta-se como planta moderadamente tolerante.

Quando as frações de lixiviação utilizadas na irrigação não são suficientes para impedir o aumento do teor de sais no solo durante o ciclo de uma cultura, faz-se necessária a redução da salinidade do solo, até um nível tolerado pela cultura a ser implantada, através da lavagem de recuperação (AYERS;WESTCOT, 1999). Uma outra alternativa refere-se à utilização de insumos orgânicos como o biofertilizante bovino que atua como atenuador dos efeitos degenerativos dos sais induzindo o aumento do ajustamento osmótico às plantas. Esse fenômeno indica que a acumulação de solutos orgânicos promove a absorção de água e nutrientes em meios adversamente salinos (CAVALCANTE et al., 2009).

Pela rusticidade do noni às áreas fisicamente degradadas, a carência de informações da cultura aos sais e a necessidade de utilização de águas de qualidade restritivas, à agricultura, pela salinidade. O trabalho teve como objetivo avaliar os efeitos da irrigação com águas de salinidade crescente e do biofertilizante bovino como atenuador dos efeitos nocivos dos sais no crescimento das plantas de noni.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi realizado entre junho de 2011 e julho de 2012, em ambiente protegido, do Departamento de Solos e Engenharia Rural/CCA/UFPB, Areia, Paraíba, utilizando como substrato, um LATOSSOLO VERMELHO AMARELO distrófico, coletado na camada 0-20 cm.

Depois de destorroado, seco ao ar e passado em peneira de 2 mm, o solo foi caracterizado quanto aos aspectos físicos, de fertilidade (EMBRAPA, 1997) e da salinidade do extrato de saturação (AYERS;WESTCOT, 1999). Fisicamente o solo possuía: Densidade do solo e de partículas = 1,24; 2,78 g cm^{-3} respectivamente; porosidade total = 0,54 m^3 m^{-3}; areia = 557; silte = 63; argila = 380 e argila dispersa em água = 26 g kg^{-1} respectivamente; grau de floculação = 93,3; índice de dispersão = 6,7

%; capacidade de campo, ponto de murcha permanente e água disponível = 12,8; 4,5; 8,0 e 3 g kg^{-1} respectivamente.

Quanto à fertilidade os atributos foram pH_{H2O} = 5,07; P = 1,78 mg dm^{-3}; K = 0,16; Ca^{2+} = 0,35; Mg^{2+} = 0,30; Na^{+} = 0,11; SB = 0,92; Al^{3+} = 0,90; $H^{+}+Al^{3+}$ = 5,70; CTC = 6,62 $cmol_c$ dm^{-3}; V = 13,89 %; MO = 18,25g dm^{-3}. Quanto à salinidade: pH = 7,09; Ca^{2+} = 0,40; Mg^{2+} = 0,30; Na^{+} = 2,05; K^{+} = 0,11; Cl^{-} = 1,50; CO_3^{2-} = 0,00; HCO_3^{-} = 1,13; SO_4^{2-} = 0,25 $mmol_c$ L^{-1} respectivamente; CEes = 0,28 dS m^{-1}; RAS= 3,46 (mmol L^{-1})^{0,5}; PST = 1,67%.

O delineamento foi em blocos ao acaso, com quatro repetições em esquema fatorial 5 x 2 x 2, referente aos níveis de condutividade elétrica da água de irrigação (0,5; 1,5; 3,0; 4,5 e 6,0 dS m^{-1}), no solo sem e com biofertilizante bovino, sem e com lavagem, totalizando 80 unidades experimentais.

As águas de irrigação foram obtidas com a diluição de água salina (CEa = 7,36 dS m^{-1}) em água não salina (0,5 dS m^{-1}) conforme (Tabela 1). O biofertilizante foi produzido a partir da fermentação anaeróbica de mistura de partes iguais de esterco fresco bovino e água (não salina e não clorada) durante 30 dias (Nunes et al., 2009)),e aplicado no solo um dia antes da semeadura na proporção em água de 1:1, em volume equivalente a 10% do volume do substrato (1,5 L). Por ser aplicado na forma líquida, o insumo orgânico foi analisado como se fosse água para irrigação (Tabela 1) utilizando a metodologias propostas por Ayers & Westcot (1999).

Tabela 1: Caracterização química da água de irrigação e do biofertilizante bovino

Componentes	CE_a	Ca^{2+}	Mg^{2+}	Na^{+}	K^{+}	SO_4^{-2}	CO_3^{-2}	HCO_3^{-2}	Cl^{-}	RAS	Clas.
dS m^{-1}	----------	----------	----------	$mmol_c$ L^{-1}	----------	----------	----------	----------	----------		
Água não salina	0,50	1,23	0,75	2,64	0,13	0,82	-	0,32	3,84	2,65	C_1S_1
Água salina	7,36	2,80	8,90	31,96	0,43	0,26	0,10	3,20	40,80	0,57	C_4S_1
Biofertilizante	3,11	9,38	6,87	4,16	10,5	-	-	-	-	1,81	C_4S_1

A unidade experimental foi representada por uma planta de noni em vaso com capacidade para 20 litros e 15 L de substrato. Na base inferior de cada vaso foram colocadas uma camada de brita (20 mm) e uma de areia lavada (1,0 mm), com espessura de 2 cm, para evitar perdas de substrato durante a lixiviação dos sais .

A irrigação de todos os tratamentos foi realizada pelo método de pesagem, até os 90 dias após a semeadura, fornecendo-se as plantas, a cada 24 horas, o volume de água evapotranspirada para elevar a umidade do solo ao nível da capacidade de campo. A partir dos 90 dias, a irrigação das plantas dos tratamentos sem drenagem prosseguiu da

mesma forma. Nos tratamentos com drenagem a irrigação, a cada sete dias, era feita diariamente registrando-se o volume aplicado e no dia da lavagem irrigava-se solo, com cada tipo de água até o início da drenagem, em seguida adicionou-se mais 10% do total já aplicado para proceder à lavagem e a lixiviação dos sais do solo (Cavalcante et al.2010).

Ao final do experimento, 330 dias após a semeadura, foram avaliadas a altura de plantas, com régua milimétrica; diâmetro do caule com paquímetro digital e área foliar através do produto da maior largura pelo comprimento.

Os dados foram submetidos à análise de variância, pelo teste "F", as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de probabilidade, e os referentes aos níveis de salinidade da água por regressão (FERREIRA, 2000).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores do crescimento em altura e da área foliar do noni foram influenciados pela interação salinidade da água x biofertilizante x drenagem do solo. O diâmetro do caule que transfere à parte área a situação a que está submetida o sistema radicular (CAVALCANTE et al.,2009) respondeu aos efeitos das interações salinidade x biofertilizante, salinidade x drenagem e biofertilizante x drenagem (Tabela 2).

TABELA 2: Resumo das análises de variância para altura de plantas (AP), diâmetrodo caule (DC) e área foliar (AF).

FV	GL	AP	DC	AF
AGUA	4	53257**	1152,4**	5.877**
BIO	1	12832**	113,1**	3.045**
DRE	1	25696,4**	3647,8**	9.066**
AGUA*BIO	4	1933,2**	559,4**	3.916**
AGUA*DRE	4	1220,3**	716,5**	2.687**
BIO*DRE	1	56180,0^{ns}	412,2**	2.883^{ns}
AGUA*BIO*DRE	4	3133,6**	96,7^{ns}	1.350**
RESIDUO	57	38,2	174,1	8.137
TOTAL	79			
CV%		13,32	13.90	23.83

*,** significativo a 5 e a 1%, respectivamente e ^{ns} – não significativo pelo teste F.
G.L. – grau de liberdade; C.V. – coeficiente de variação.

Na grande maioria dos casos, independentemente do nível salino das águas as plantas cresceram mais no solo com biofertilizante e drenagem (Figura 1). Comparativamente, mesmo na maior salinidade da água (6 dS m^{-1}) o biofertilizante proporcionou um maior crescimento em altura das plantas no solo com e sem

drenagem. Apesar dessa superioridade consta-se uma redução de 31% no crescimento entre as plantas dos tratamentos com e sem biofertilizante no solo sem drenagem (Figura 1A), contra apenas uma perda de 14% entre as plantas dos tratamentos com e sem biofertilizante no solo com drenagem (Figura 1B). Esses resultados evidenciam a possibilidade do uso de águas salinas utilizando a drenagem como prática para redução dos sais no ambiente radicular das plantas.

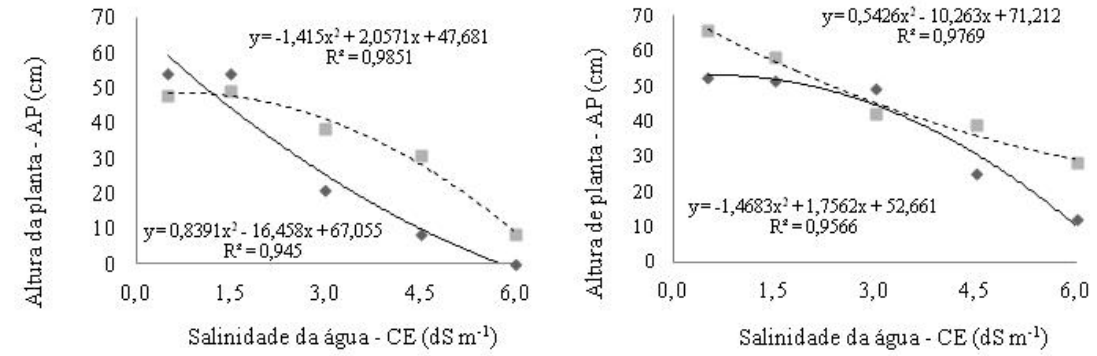


Figura 1: Altura das plantas de noni irrigadas com águas salinas no solo sem A) e com drenagem (B), sem (—) e com (---) de biofertilizante bovino.

Pelos resultados, o biofertilizante bovino associado à drenagem para a lixiviação dos sais lavagem do solo proporciona utilização de uma água com teor salino 35% maior em relação ao tratamento sem insumo e 19,09% maior em relação aos tratamentos sem drenagem do solo. Esses valores estão em coerência com os obtidos por Nunes et al. (2009) ao concluírem que mudas de noni, irrigadas com águas salinas e biofertilizante no solo, cresceram significativamente mais que as dos tratamentos sem biofertilizante bovino aplicado ao solo na forma líquida.

De forma semelhante ao crescimento em altura, na maioria dos tratamentos, no solo sem e com drenagem, mesmo constatando-se declínio do crescimento pelo diâmetro do caule com o aumento da salinidade das águas, o biofertilizante bovino estimulou mais crescimento das plantas em relação às do solo sem o respectivo insumo orgânico (Figura 2).

Apesar dos efeitos significativos da interação salinidade x biofertilizante x drenagem, a Figura 2 não expressa superioridade nítida dos diâmetros caulinares entre as plantas dos tratamentos sem (Figura 2A) e com drenagem (Figura 2B). Nesse sentido, ao relacionar os dados referentes à interação biofertilizante x drenagem do solo (Figura

3) constatam-se superioridades promovidas pela drenagem de 42,2 e de 51,3% entre as plantas do solo sem biofertilizante e com biofertilizante.

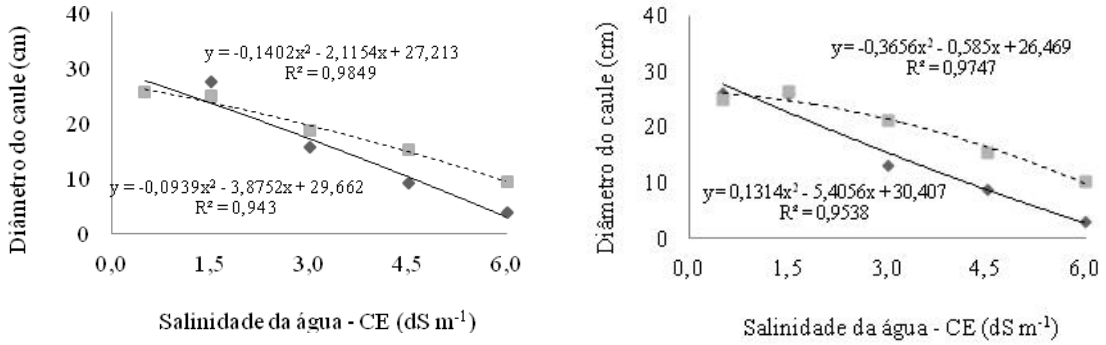


Figura 2: Diâmetro caulinar de plantas de noni irrigadas com águas salinas no solo sem (A) e com drenagem (B), sem (—) e com (---) de biofertilizante bovino.

Verificam-se também supremacias de 28,1 e de apenas 4% entre os diâmetros das plantas desenvolvidas no solo sem e com drenagem, no solo sem e com biofertilizante respectivamente. Com base nesses resultados o biofertilizante evidencia ser mais eficiente no solo sem drenagem. A ação positiva da drenagem está em acordo com Ferreira et al. (2006) após registrarem que a drenagem do solo possibilita a utilização do uso de água salina na agricultura. O desempenho do diâmetro caulinar confirma o caráter moderadamente sensível da cultura, conforme discutido também por Nunes et al. (2009) após concluírem que a irrigação com água de salinidade acima de 2 dS m^{-1} prejudica o desenvolvimento do noni .

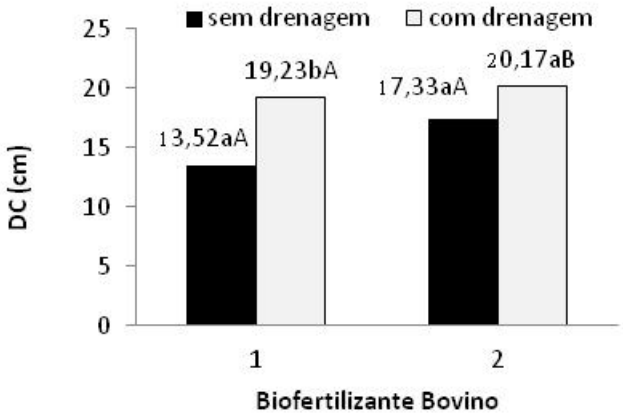


Figura 3: Diâmetro caulinar de plantas de noni no solo sem (1) e com (2) biofertilizante bovino sem e com drenagem .

Nas plantas do solo sem biofertilizante (1), nos tratamentos sem (A) e com drenagem (B), o aumento da salinidade da água inibiu acentuadamente a expansão da área foliar, mas com superioridade, principalmente, nas plantas irrigadas com águas de maior nível salino (Figura 4). Nas plantas do solo com biofertilizante (2) a área foliar aumentou até o nível salino da água de 1,1 ds m^{-1} (A) e 0,8 ds m^{-1} (B) atingindo respectivamente os maiores valores de 14.427,6 e 14.638,7 mm^2 $planta^{-1}$ no solo sem e com drenagem, expressando uma superioridade de apenas 1,5% entre as plantas do solo sem e com drenagem. O comportamento dos dados está compatível com os de Nunes et al (2009) e Nivas et al. (2011) ao concluírem que as substâncias húmicas mitiga mas não eliminam os efeitos degenerativos da salinidade do solo ao noni

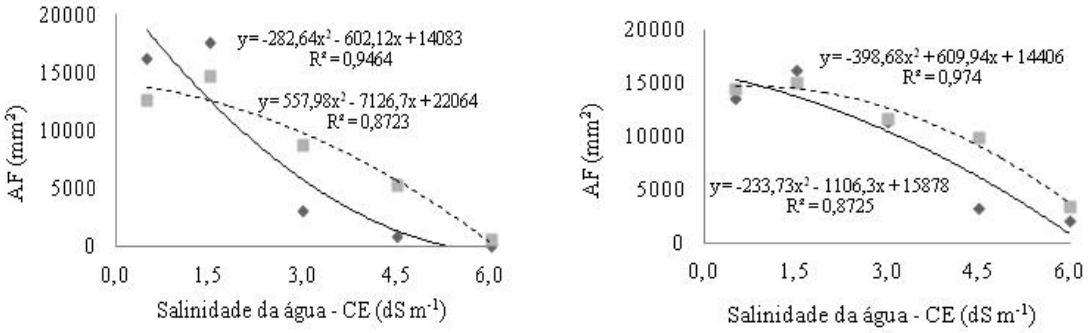


Figura 4: Área foliar de plantas de noni irrigadas com águas salinas, no solo sem (A) e drenagem (B), sem (—) e com (---) biofertilizante bovino.

CONCLUSÕES

1. A salinidade da água de irrigação, independentemente da aplicação do biofertilizante e da drenagem, inibiu o crescimento das plantas de noni, mas com menor drasticidade no solo com drenagem e com o insumo orgânico;

2. O biofertilizante exerce efeito atenuador, mas não elimina a ação degenerativa da salinidade da água de irrigação, às plantas de noni.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALMEIDA, O. A. **Qualidade da água para irrigação.** 1ª ed. Cruz das Alma. Embrapa Mandioca e Fruticultura, 2010, 234p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W.**A qualidade da água na agricultura**.Trad., H. R. Gheyi et al. Campina Grande. UFPB. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29). 153p. 1999.

CASSELES, J.M.; MURCIA, M.D.P.; HERRERO, R. M. **Análisis y calidaddel agua de riego.** Valência: Servicios de publicaciones de la UPV. E.T.S.A.O. 1996. 220p. (Livro-apuento, 58).

CAVALCANTE, L. F.; SANTOS, R. V.; HERNANDEZ, F. F. F.; GHEYI, H. R.; DIAS, T. J. **Recuperação de solos afetados por sais**. In: GHEYI, H. R.; DIAS, N. S.; LACERDA, C. F. (Eds). Manejo da salinidade na agricultura: estudos básicos e aplicados. Fortaleza: INCTSal. Parte V, 2010, p. 425-448.

CAVALCANTE, L. F.; SILVA, G. F.; GHEYI, H. R.; DIAS, T. J.; ALVES, J. C.; COSTA, A. P.M. Crescimento de mudas de maracujazeiro amarelo em solo salino com esterco bovino líquido fermentado. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, Recife, v.4, n.4, p.414-420, 2009.

DANTAS, J. P.; MARINHO, F. J. L.; FERREIRA, M. M. M.; AMORIM, M. S. N.; ANDRADE, S. I. O.; SALES, A. L. Avaliação de genótipos de caupi sob salinidade. **Revista Brasileira deEngenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.6, n.3, p.425-430, 2002.

EMBRAPA. **Manual de métodos de análise de solo**, 2,ed. Rio de Janeiro: Embrapa-CNPS, 1997, 212 p.

FERREIRA, D. F. **Sistema SISVAR para análises estatísticas: manual de orientação**. Lavras: Universidade Federal de Lavras / Departamento de Ciências Exatas, 2000. 37 p.

FERREIRA, P. A.; MOURA, R. F.; SANTOS, D. B.; FONTES, P. C. R.; MELO, R. F. Efeitos da lixiviação e salinidade da água sobre um solo salinizado cultivado com beterraba, **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v.10, n.3, p.570–578, 2006.

LACERDA, C. F.; NEVES, A. L.; GUIMARÃES, F.V.A.; SILVA, F.L.B.; PRISCO, J. T.; GHEYI, H. R. Eficiência de utilização de água e nutrientes em plantas de feijão-de-corda irrigadas com água salina em diferentes estádios de desenvolvimento. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.29, n.2, p.221-230, 2009.

MACCARI, M.; MAPUSUA, K.**An Overview of Organic Agriculture in the Pacific.** Moviments), New York, 2007. 44 p.

NIVAS, D.; GAIKWAD, D. K.; CHAVN, P. D. Physiological Responses of Two Morinda Species under Saline Conditions.**American Journal of Plant Physiology**, Madison, p. 1-10, 2011.

NUNES, J. C.; CAVALCANTE, L. F.; REBEQUI, A. M.; LIMA NETO, A. J.; DINIZ, A. A.; SILVA, J. J. M.; BREHM, M. A. S. Formação de mudas de noni sob irrigação com água salina e biofertilizante no solo. **Engenharia Ambiental,** Espírito Santo do Pinhal, v.6, n.2, p. 451 – 463, 2009.

INSETOS AQUÁTICOS ASSOCIADOS À BARRAGEM DO JAZIGO, SERRA TALHADA, PE

Ayllanne Mary da Silva Magalhães [1] Janaína Kely Nogueira Lima [1], Cláudia Helena Cysneiros Matos [2] Carlos Romero Ferreira de Oliveira[2]

1Graduanda de Bacharelado em Ciências Biológicas da Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UAST/UFRPE). Fazenda Saco,S/N, Caixa Postal: 063. Serra Talhada, PE. E-mail: ayllanne_mary@hotmail.com

2 Professor Adjunto da a Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UAST/UFRPE). E-mail: c.helena@uast.ufrpe.br

Resumo: A Classe Insecta é considerada por muitos autores a mais evoluída do Filo Arthropoda e inclui representantes que vivem pelo menos um estágio do ciclo de vida em ambiente aquático, os quais constituem a entomofauna aquática. O presente estudo teve como objetivo analisar a composição da comunidade de insetos aquáticos presente na Barragem do Jazigo, localizada no município de Serra Talhada - PE, sertão pernambucano. Foi contabilizado um total de 482 indivíduos, distribuídos em quatro Ordens: Coleoptera, Odonata, Hemiptera, e Orthoptera. Estes, estiveram associados às macrófitas aquáticas *Egeria densa* Planch., *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms e *Azolla* sp., não sendo encontrados indivíduos associados ao sedimento. As Ordens Coleoptera e Odonata foram as mais representativas, correspondendo a 51 e 35%, respectivamente dos indivíduos encontrados. Já no que se refere à associação da entomofauna com as macrófitas, esta foi mais representativa nas macrófitas de grande porte, o que pode ser explicado pelo microambiente formado por estas espécies. O interesse pela entomofauna aquática tem crescido consideravelmente nos últimos anos, principalmente devido à utilidade desses organismos como bioindicadores ambientais. Entretanto, as informações sobre esta parcela da fauna no semiárido pernambucano ainda são escassas, o que reforça a importância do presente estudo.

Palavras-chave: Insecta, macrofauna bentônica, semiárido pernambucano.

INTRODUÇÃO

Dentre os principais grupos de organismos presentes nos ecossistemas aquáticos destacam-se os representantes da Classe Insecta, devido a estarem associados às macrofitas aquáticas, bem como ao sedimento nesses ambientes, no qual participam do fluxo de energia, da ciclagem de nutrientes e ainda servem de alimento a diversos outros grupos de organismos, ocupando diferentes habitats (MERRITT; CUMMINS, 1996).

Os insetos aquáticos apresentam seu ciclo de vida, ou parte dele, nesses ambientes encontrando-se associados a diversos tipos de substratos como: cascalhos, folhas, sedimentos, rochas (TRIVINHO–STRIXINO & STRIXINO, 1993; SONODA, 1999; PEIRÓ & ALVES, 2004). Apesar da ocorrência comum em todos os tipos de ambientes de água doce, desde as correntes até as águas lênticas, este é o grupo para o qual o conhecimento é talvez o mais incompleto (BRASIL, 2004).

As informações disponíveis sobre os macroinvertebrados como indicadores de poluição e tolerância a fatores químicos e físicos funcionam como uma ferramenta suplementar para uma rápida avaliação das condições da qualidade da água, juntamente com outros parâmetros (BONZINI et al. 2008, FLYNN et al. 2010), como os físico-químicos. Além disso, fornecem subsídios para a conservação, o manejo e a recuperação dos ecossistemas aquáticos, através das respostas biológicas para avaliar as mudanças ambientais (PRANTERA e BUSSONS 2009).

A distribuição e diversidade de insetos está diretamente ligada à morfologia do ecossistema e ao tipo de substrato (WARD et al., 1995; GALDEAN et al., 2000), ou seja, dependendo da morfologia das macrofitas aquáticas será encontrada maior ou menor diversidade, podendo ser influenciada pela disponibilidade de alimento e condições físico-químicas (BISPO; OLIVEIRA, 1998).

As comunidades biológicas refletem de forma íntegra a ecologia do ecossistema sobre os diferentes agentes impactantes (BARBOUR et al., 1999). Os organismos que formam a comunidade biológica são aqueles que possuem uma grande capacidade de tolerância e adaptação às diversas condições ambientais (ALBA – TERCEDOR, 1996).

Assim, com o crescimento das cidades nas últimas décadas os ecossistemas aquáticos vêm sendo alterados drasticamente devido aos impactos ambientais que sobrevêm de atividades antrópicas, como mineração, eutrofização artificial, construção de barragens e represas, introdução de espécies exóticas, desvio do curso natural de rios,

lançamento de efluentes domésticos e industriais não tratados, desmatamento, dentre outros fatores. Como consequência destas atividades, tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, devido a transformações negativas do ambiente físico e químico dessas comunidades biológicas (GOULART & CALLISTO, 2003).

O interesse pela entomofauna aquática tem crescido consideravelmente nos últimos anos, principalmente devido à utilidade desses organismos como bioindicadores ambientais. Entretanto, existem lacunas sobre o conhecimento e a caracterização de suas comunidades nesses ambientes, sendo de grande importância o desenvolvimento de pesquisas taxonômicas e ecológicas, de maneira a se ter o conhecimento de sua estrutura e função nos ecossistemas aquáticos.

Apesar do importante reconhecimento e dos trabalhos desenvolvidos nessa área no Brasil, há apenas uma pesquisa sobre esta parcela da fauna no semiárido pernambucano (LIMA, 2012). Assim, os resultados obtidos com a presente proposta trarão informações de grande relevância para o preenchimento das lacunas existentes no que se refere ao conhecimento da biota do semiárido pernambucano, mais especificamente dos insetos aquáticos associados à Barragem do Jazigo, Serra Talhada - PE.

Além disso, contribuirão para o desenvolvimento de ações estratégicas no que diz respeito à recuperação de áreas degradadas da Caatinga, através do diagnóstico da biota da área em questão, o qual servirá de base para a determinação de planos de manejo e recuperação dessas áreas, dando suporte assim aos objetivos do Centro de Referência e Recuperação de Áreas Degradadas (CR-ad Serra Talhada), o qual trará grande desenvolvimento para o semiárido pernambucano, tanto nos aspectos científicos, como nos aspectos econômicos e sociais.

MATERIAL E MÉTODOS

Os insetos avaliados no estudo foram provenientes de coletas mensais, diurnas, realizadas no período de Outubro/2008 à Novembro de 2012, na Barragem do Jazigo - PE. Foram previamente selecionadas três estações de coleta ao longo da barragem, sendo uma estação representada por ambiente lêntico e duas por ambientes lóticos. As amostras foram coletadas nas margens da barragem, utilizando-se rede entomológica aquática com abertura de malha de 2 mm para as amostras da vegetação superficial de

pequeno porte, coletor de PVC para coleta do sedimento, e balde graduado de 5L para a coleta das macrófitas aquáticas flutuantes. Os espécimes coletados foram acondicionados em recipientes plásticos, devidamente etiquetados, fixados em formol e levados ao laboratório da Unidade Acadêmica de Serra Talhada/UAST para os procedimentos rotineiros de triagem e identificação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As macrófitas aquáticas avaliadas no presente estudo, quanto à entomofauna associada, foram: (a) Macrófitas de grande porte (MGP) - *Egeria densa* Planch. e *Eichornia crassipes* (Mart.) Solms ; (b) macrófitas de pequeno porte (MPP): *Azolla* sp. .

As macrófitas *E. densa* (Fig.2a) são conhecidas como elódea e são aquáticas submersas enraizadas, podendo também viver de forma livre. São consideradas como plantas daninhas que infestam mananciais de água parada como lagos, lagoas e pequenas represas, e de pequena movimentação, como os canais de drenagem, e que se desenvolvem abundantemente em ambientes eutrofizados. Quando intensamente iluminadas liberam grande quantidade de oxigênio que pode ser observado sob a forma de pequenas bolhas presas às folhas ou se desprendendo e subindo para a superfície (FONTES, 2011). Assim como outras macrófitas, servem de local de abrigo para microorganismos e invertebrados aquáticos (MOURA *et al.* 2009).

O aguapé *E.crassipes* se destaca devido à densa cobertura que pode formar nos ambientes aquáticos, servindo de habitat para peixes, alevinos, insetos e outros organismos aquáticos (JUNK E HOWARD-WILLIAMS 1984). É a planta daninha aquática que causa mais problemas no país, uma espécie muito vigorosa que dobra sua área a cada 6-7 dias, quando em condições ótimas de crescimento, chegando a produzir 480 toneladas de massa verde/ha/ano. Sua distribuição se estende a todas as regiões tropicais do planeta (SCULTHORPE 1985).

Já as plantas do gênero *Azolla* são também conhecidas como samambaias d'água. São pequenas plantas flutuantes livres (cerca de 2 cm), cujo caule apresenta-se densamente ramificado coberto por folhas pequenas e alternadas. São ricas em nitrogênio, pois vivem em simbiose com a alga cianofícea *Anabaena azollae* que habita o interior das cavidades de suas folhas. Além disso, são comumente utilizadas como adubo (por causa do nitrogênio), constituindo um alimento rico em proteínas para bovinos, suínos, aves, peixes e organismos aquáticos. Atuam como despoluidoras

de águas (retenção de metais pesados), podendo ser utilizadas no tratamento de esgotos e, assim como outras macrófitas, servem de local de abrigo para microorganismos e invertebrados aquáticos (MOURA et al., 2009).

Na Barragem do Jazigo (Serra Talhada – PE), até o momento, foi contabilizado um total de 482 indivíduos, os quais se encontram distribuídos em quatro Ordens (Coleoptera, Odonata, Hemiptera e Orthoptera) e 14 famílias (Tab. 1). Destes, 456 espécimes foram coletados no ano de 2011 e 19 no ano de 2012, o que indica uma baixa representatividade desses organismos no ano de 2012. Todos os insetos estiveram associados à macrófitas aquáticas de grande e pequeno porte, não sendo observada a ocorrência de insetos associados ao sedimento em nenhum dos pontos de coleta ao longo de todo o período estudado.

Dentre as Ordens de insetos que apresentam representantes aquáticos, destacam-se: Ephemeroptera, Odonata, Plecoptera, Coleoptera, Hemiptera, Trichoptera e Diptera (ESTEVES, 1998), das quais três foram encontradas no presente estudo . Além disso, os Orthoptera estiveram presentes, Ordem cujos representantes têm hábito semi-aquático e que, quando presentes nesses ambientes, estão normalmente associados à presença de macrófitas (LHANO *et al.*2005), como observado no presente estudo (Tab. 1).

Observou-se que Coleoptera e Odonata foram as Ordens mais representativas, correspondendo a 51 e 35%, respectivamente dos indivíduos encontrados. Os menos representativos foram os Hemiptera (13%) e os Orthoptera (1%). Tais resultados corroboram com o observado por Lopes (2005) que, estudando a entomofauna de dois igarapés no Amazonas, observou que as mesmas foram as mais frequentes e abundantes nessas áreas.

Já no que se refere à associação da entomofauna com as macrófitas, observou-se que em todo o período estudado estes foram mais representativos nas macrófitas de grande porte (MGP), havendo destaque no período de 2008/2009 para os Coleoptera e Odonata (Tab. 1) e em 2012 para os Coleoptera e os Hemiptera (Tab. 1).

A ocorrência de insetos associados às macrófitas aquáticas já foi relatada em vários estudos, como Pratte-Santos et al. (2011), que relataram sobre a capacidade das macrófitas aquáticas sustentarem uma comunidade de insetos e outros invertebrados, muito variada e característica, e de abundância relativamente alta. Estes autores consideram que isso ocorre devido às condições de suporte fornecidas por essas plantas.

Tabela 1– Lista de táxons, com a abundância numérica, de insetos aquáticos presentes em três tipos de substratos, em três pontos de coleta, na Barragem do Jazigo, município de Serra Talhada - PE (Macrófitas de grande porte; MPP=Macrófitas de pequeno porte; S=Sedimento).

Período de coleta (ano)	**2008/2009**			**2012**			**Total**
Tipos de Substrato	MGP	MPP	S	MGP	MPP	S	
TÁXONS							
Coleoptera							
Hydrophilidae	0	2	0	0	2	0	2
Lutrochidae	1	0	0	1	0	0	1
Elmidae	5	1	0	5	1	0	6
Dryopidae	1	0	0	1	0	0	1
Dytiscidae	198	24	0	0	0	0	222
Curculionidae	2	0	0	0	0	0	2
Hemiptera							
Belostomatidae	53	0	0	1	0	0	54
Salidae	0	0	0	2	1	0	3
Helotrephidae	0	0	0	2	0	0	2
Odonata							
Coenagrionidae	28	0	0	0	0	0	28
Libellulidae	62	4	0	2	1	0	66
Gomphidae	43	0	0	0	0	0	43
Aeshnidae	25	0	0	0	0	0	25
Orthoptera							
Tettigoniidae	7	0	0	0	0	0	7
Total de insetos	**425**	**31**	**0**	**14**	**5**	**0**	**462**
Total de famílias	11	4	0	7	4	0	14

A ausência de insetos associados ao sedimento observada no presente estudo pode ser decorrente da estiagem severa ocorrida no ano de 2012 e também ao método de coleta utilizado que pode não ter sido o mais adequado. Assim, em pesquisas futuras, devem ser feitos ajustes na metodologia de maneira a se utilizar um método que tenha maior eficiência na captura de insetos associados ao sedimento.

O padrão de distribuição de insetos nos ambientes aquáticos é decorrente de diversos fatores, como a interação entre o hábito, as condições físicas do hábitat (substrato, fluxo, turbulência) e a disponibilidade alimentar (ESTEVES, 1998; KIKUSHI & UIEDA,1998). Este aspecto pode ser uma explicação para a variação observada na composição e ocorrência dos insetos no presente estudo.

A observação de que macrófitas de grande porte são ricas em insetos aquáticos também foi observada por (NASCIMENTO ET AL. 2011), os quais comentam que muitas delas podem ser encontradas nos ecossistemas aquáticos durante todo o ano, formando densos estandes, o que nem sempre ocorre com outras espécies de pequeno porte. Assim, o fato de ter havido predominância de insetos associados às MGP no presente estudo pode ser explicado pelo microambiente formado por estas espécies, o qual pode ser um fator chave para a abundância dos referidos táxons.

Os insetos são de grande importância na transformação de matéria e no fluxo de energia do ecossistema (TRIVINHO-STRIXINO & STRIXINO 1993). Seu estudo vem sendo muito difundido nos últimos anos, porém existem lacunas sobre o conhecimento de suas relações com macrófitas aquáticas. Assim, a união de pesquisas taxonômicas com as de abordagem ecológica é muito importante para o conhecimento da estrutura e da função da comunidade desses organismos nos ecossistemas aquáticos.

CONCLUSÕES

1. A predominância de determinados grupos de insetos, como Coleoptera e Odonata em detrimento de outros, observada no presente estudo, pode estar associada aos requerimentos alimentares, de abrigo e às interações existentes entre esses organismos.

2. Já ausência de representantes de determinadas Ordens, tais como Ephemeroptera, Plecoptera e Trichoptera, os quais ainda não foram registrados nas amostras até o momento e são sensíveis a desequilíbrios ambientais pode ser decorrente do alto grau de eutrofização observado na Barragem do Jazigo.

3. A maior representatividade da entomofauna aquática nas macrófitas de grande porte pode ser explicada pelo microambiente formado por estas espécies, o qual pode ser um fator chave para a abundância dos referidos táxons.

4. É importante a continuidade deste estudo, de maneira que as informações acerca da caracterização da entomofauna presente na Barragem do Jazigo (Serra Talhada – PE) possam servir de base para estudos de ecologia e monitoramento da referida área.

AGRADECIMENTOS

À FACEPE e ao CNPq pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

GALDEAN N., CALLISTO M., & BARBOSA F.A.R. 2000. Lotic Ecosystems of Serra do Cipó, southeast Brazil: water quality and a tentative classification based on the benthic macroinvertebrate community. **Aquatic Ecosystem Health and Management** 3, 545-552.

LHANO, M.G., ADIS, J., MARQUES, M.I. BATTIROLA, L.D. 2005. **Cornops aquaticum** (Orthoptera: Acrididae: Leptysminae): aceitação de plantas alimentares por ninfas vivendo em Eichhornia azuria (Pontederiaceae) no Pantanal Norte, Brasil. **Amazoniana** 18(3/4): 397-404.

LOPES, M.J.N. 2005. Diversidade Biológica: Composição da entomofauna aquática em igarapés da Reserva de Desenvolvimento Sustentável Tupé, Manaus, AM. In: SANTOS-SILVA, E.N.; APRILE.

MERRITT, R. W.; CUMMINS, K. W. An Introduction to the aquatic insects of North America. 4. ed. Dubuque: Kendall/ Hunt, 1996.

MOURA, M. A. M.; FRANCO, D. A. S. & MATALLO, M. B. 2009. Manejo integrado de macrófitas aquáticas. **Biológico**, São Paulo, v.71, n.1, p.77-82, 2009.

PRATTE-SANTOS, R.; TERRA, V. R.; JUNIOR, R. R. A.; SÁ, F. S. & JUNIOR, W.P.K. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos associados a macrófitas em um rio lótico neotropical, no Sudeste do Brasil. **Natureza on line** 9 (2): 62-66, 2011.

TRIVINHO-STRIXINO, S. & STRIXINO, G. Chironomidae (Diptera) do rio Ribeira (divisa dos estados de São Paulo e Paraná) numa avaliação ambiental faunística. **Entomol. Vect.** 12 (2): 243-253, 2005.

OLIVEIRA, L. G &C. G. FROEHLCH,1997. Diversity and community structure or aquatic insects (Ephemeroptera, Plecoptera and Trichoptera) in a southeasten Brazilian mountain stream. **Acta Limnologica Brasiliensia**, 9: 139- 148.

ÁGUA EM CISTERNAS DO P1MC: CONDIÇÕES SOCIOECONOMICAS, DE SAÚDE E DE SANEAMENTO BÁSICO DOS BENEFICIADOS

Bruno Freire Araújo[1] Jéssica Natyelle Barros Farias[2] Monalisa dos Santos Olímpio[3]
Beatriz Susana Ovruski de Ceballos[4]

[1]Graduando em Ciências Biológicas – UEPB (bruno.sead@gmail.com)
[2]Graduanda em Ciências Biológicas- UEPB/Bolsista-PIBIC/CNPQ (j.nbfarias@gmail.com)
[2]Graduanda em Ciências Biológicas – UEPB (monalisa.pb@bol.com.br)
[4]Professora titular - UEPB, Dr[a.] em Microbiologia ambiental - USP (bia.ceballos@gmail.com)

Resumo

Para mitigar os efeitos da escassez de água e trazer melhorias à saúde dos habitantes rurais do semiárido do Brasil, o Programa Um Milhão de Cisternas Rurais - P1MC, financiado pelo Ministério de Desenvolvimento Social, objetiva fornecer água de chuva de boa qualidade para consumo em quantidade suficiente para atravessar estiagens anuais, distribuindo sistemas de captação e armazenamento dessa água em cisternas com capacidade de 16.000 litros, suficientes para beber, higiene básica e cozinhar. Para manter a boa qualidade da água é necessário o manejo higiênico e a proteção sanitária desde os telhados (captação) ate a cisterna (armazenamento). Objetivou-se avaliar as condições socioeconômicas e de saneamento básico de comunidades do sertão paraibano com cisternas e analisar os fatores que influenciam na manutenção higiênica dos sistemas de captação/armazenamento de água pluvial. O nível de educação formal foi mais importante do que a condição socioeconômica.

Palavras-chave: água de chuva, higiene, barreiras sanitárias

1. INTRODUÇÃO

O nordeste semiárido do Brasil, com área próxima a um milhão de metros quadrados tem 22 milhões de habitantes e destes, 9 milhões estão na zona rural sem acesso a água potável. Malvezzi (2007) destaca que embora seja uma das regiões semiáridas com maior precipitação pluviométrica do mundo, com média de 800 mm e máximas de 12.000 mm anuais, um conjunto de fatores regionais climáticos e de composição geológica dos solos associados à elevada evaporação e alta demanda, geram situações de escassez hídrica que dificultam a manutenção de condições de vida digna para os habitantes dispersos da zona rural que usam águas de açudes, barreiros e cacimbas que apresentam qualidade duvidosa favorecendo os ciclos endêmicos de doenças intestinais alternando entre cura e doença. Os mais afetados são crianças com menos de 60 meses (MALVEZZI, 2007).

O sistema de captação de água de chuva do telhado e seu armazenamento em cisternas se direcionam a coletar e armazenar essa água para ser utilizada nas estiagens. Trata-se de uma tecnologia de solução local, unifamiliar, simples e de baixo custo para satisfazer, em parte, a demanda de água para o consumo, aproveitando recursos disponíveis no semiárido brasileiro (GONDIM, 2001). Faz parte do paradigma de conviver com o semiárido baseado nas disponibilidades regionais, contra a secular "luta contra as secas" que criou, ao longo dos anos, a imagem de sertões de solos rachados com mulheres transportando latas de água.

O projeto Um Milhão de Cisternas Rurais - P1MC, idealizado pela ASA e com financiamento do Ministério de Desenvolvimento Social – MDS, busca levar água apta para consumo humano a um milhão de famílias do SAB, o que equivale a 5 milhões de pessoas. Utiliza cisternas de placas pela sua facilidade de construção no próprio local e são de baixo custo e fácil manejo. Esse tipo de cisterna foi construída pela primeira vez por um pedreiro de Sergipe, Manoel Apolônio de Carvalho, e foi usada em comunidades de pequenos agricultores. A cisterna de placas, uma vez cheia, contém 16.000 L de água, suficientes para suprir as necessidades básicas de uma família de até 5 pessoas durante toda uma estação seca ou até mesmo durante um ano dependendo da quantidade usada: o uso diário de 8,9 litros.pessoa^{-1}.dia^{-1} permite dispor dessa água durante 12 meses, se forem gastos 13 litros.pessoa^{-1}.dia^{-1} a disponibilidade de água se limita a 8 meses (ASA, 2012).

O manejo do sistema de captação e armazenamento exige disciplina e a incorporação das tarefas de manutenção e manejo higiênico da água no cotidiano familiar. Segundo Gnadlinger (1999) e Schistek (2005) é necessário aprender a utilizar a água com parcimônia e manter limpo e em boas condições estruturais todo o sistema: a área de captação, as calhas, os dutos e a cisterna devem ser lavados no fim do período seco e antes de inicio de próxima época chuvosa; não devem entrar na cisterna as primeiras águas de cada evento de chuva que contem as sujeiras acumuladas no telhado, essas devem ser desviadas retirando a caixa móvel durante alguns minutos de chuva ou instalar um sistema de desvio automáticos das primeiras águas (que deveria ser incluído durante a construção do sistema, pelo próprio programa); água da cisterna não pode ser retirada com baldes, em geral colocados no chão com cordas utilizadas em outras atividades, porque ao serem introduzidos, contaminam as águas armazenadas; o reservatório deve estar bem fechado para evitar a evaporação e a entrada de poluentes, não deve ter rachaduras nem vazamentos, e, ainda, deve ser desinfetada antes de ser consumida (cloração, fervura, etc.). A água a ser armazenada deve ser exclusivamente de chuva e usada apenas para consumo e higiene básica (lavar o rosto e as mãos, beber,

cozinhar). Cuidados básicos, além de boas práticas de higiene, adoção de barreiras sanitárias, manejo e manutenção adequada dos sistemas de captação e armazenamento de água de chuva em cisternas devem ser aplicados rigorosamente, por serem fundamentais para que água armazenada ofereça segurança à saúde do consumidor (ANDRADE NETO, 2004; XAVIER et al, 2012).

Nesse contexto, o trabalho buscou estudar as relações entre as condições socioeconômicas, de saneamento básico e de saúde de famílias do médio sertão paraibano e a manutenção e manejo dos sistemas de captação e de armazenamento de água de chuva em cisternas do P1MC.

2. OBJETIVOS

- Avaliar as condições socioeconômicas e de saneamento básico das comunidades Mucambo de Baixo e Cajazeiras e dos assentamentos Maria da Paz e Nova Santana no médio sertão paraibano;
- Identificar como esses fatores interagem e influenciam nas condições sanitárias, de manutenção e manejo dos sistemas de captação e armazenamento de água de chuva nos locais selecionados.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi realizado em comunidades e assentamentos rurais do Município de Patos (comunidade Mucambo de Baixo) e de São José de Espinharas (Assentamentos Maria da Paz, Nova Santana e comunidade Cajazeiras). Os dois municípios situam-se na região do médio sertão paraibano. Patos tem área total de 473 Km², população de 100.674 habitantes (3.396 na zona rural) dos quais 8.500 em estado de pobreza extrema, e IDH de 0,678 (IBGE, 2010). O clima é quente e seco, com temperatura máxima de 38ºC e mínima de 28ºC, o índice pluviométrico anual é próximo a 700 mm.

São José de Espinharas, com área de 725 Km² e população de 4.760 habitantes (3.143 na zona rural) apresenta baixo IDH (0,593). O clima é quente e seco tem temperatura média de 28^{o}C, precipitação média anual de 670 mm.

A pesquisa envolve 20 residências com sistemas de captação e armazenamento de água de chuva em cisternas do P1MC: 7 na Comunidade Mucambo de Baixo em Patos, 4 na Comunidade Cajazeiras, 5 no Assentamento Maria da Paz, 4 no Assentamento Nova Santana,

estas três localizadas no município São José de Espinharas. Os projetos de assentamentos federais - PA Maria da Paz e Nova Santana foram criados através de desapropriação mediada pelo INCRA, inaugurados em 2003 e 2004, respectivamente. Estão em processo de instalação e estruturação (MDA, 2012). A sistemática do trabalho teve visitas *de aproximação* para observações do exterior das residências, das cisternas, localização do banheiro, cozinha, currais e fossa séptica e conversas informais com as famílias. Na segunda fase, de *levantamento de dados*, realizaram-se entrevistas aplicando-se um questionário semiestruturado aos chefes das famílias para conhecer o perfil socioeconômico, aspetos de saúde e procedimentos no manejo e conservação dos sistemas captação e armazenamento da água chuvas nas cisternas e das "outras águas para o gasto".

4. RESULTADOS E DISCUSÃO

Perfil socioeconômico das famílias

Nos assentamentos Maria da Paz e Nova Santana e na comunidade Cajazeiras (São José de Espinharas), a maioria das famílias estão constituídas por 2 a 5 pessoas, enquanto que em Mucambo de Baixo, duas tinham mais de cinco moradores (Tabela 1). O numero de moradores é importante porque os 16.000 litros de água armazenados na época de chuva permitem o consumo diário de 8 a 9 litros por pessoa ao longo de um ano se a cisterna for completamente cheia durante as chuvas, um consumo maior, de 13 litros por pessoa por dia, seria suficiente para satisfazer os 5 membros da família ao longo de 8 meses. A quantidade de água a ser usada por dia foi calculada para satisfazer apenas as necessidades básicas de beber, cozinhar e higiene pessoal (MIRANDA, 2011).

Tabela 1. Número de adultos e crianças, escolaridade, profissão e rendimento das famílias estudadas nos municípios de Patos e São José de Espinharas, Paraíba.

VARIÁVEIS		MB(%)	CJ(%)	AMP(%)	ANS(%)
Número de Pessoas por família	≤ 5	71	100	100	100
	> 5	29	-	-	-
Quantidade de adultos e crianças por família	Adultos	91	77	83	71
	Crianças	9	23	17	29
Faixa etária das crianças	≤ 5 anos		33	33	50
	> 5 anos	100	67	67	50

Nível educacional	Analfabeto	38	15	22	36
	Fund. Inc.	31	69	50	43
	Fund. Comp.	9	-	11	14
	Méd. Inc.	6	-	-	-
	Méd. Comp.	9	15	17	7
	Sup. Inc.	3	-	-	-
	Tec. Comp.	3	-	-	-
Profissão	Agricultor	40	60	77	80
	Aposentado	12	40	23	20
	Outros	48	-	-	-
Renda familiar	≤ 2 salários	57	33	80	75
	> 2 salários	43	67	20	25

MB: Comunidade Mucambo de Baixo, número de famílias entrevistadas 7; CJ: Comunidade Cajazeiras, número de famílias entrevistadas 4; AMP: Assentamento Maria da Paz, número de famílias entrevistadas 5; ANS: Assentamento Nova Santana, número de famílias entrevistadas 4.; Número de analfabetos MB (11), CJ (2), AMP (3), ANS (3); Total Fund. Inc. MB (10), CJ (9), AMP (9), ANS (6); Total Fund. Comp. MB (3), AMP (2), ANS (2); Total Méd. Inc. MB (2); Total Méd. Comp. MB (3), CJ (2), AMP (3), ANS (1); Total Sup. Inc. MB (1); Total Tec. Comp. MB (1); Número de agricultores MB (10), CJ (3), AMP (10), ANS (8), número de aposentados MB (3), CJ (2), AMP (3), ANS (2), número de outras profissões MB (12).

Os dados da tabela 1 mostram poucas crianças nas famílias de São José de Espinharas e de Mucambo de Baixo com predominância de mais de 5 anos. A diminuição do seu número indica planejamento familiar. Nas conversas e visitas informais se verificou número maior de adultos e poucos adolescentes e jovens, situação que se relaciona com o local de trabalho e de estudo, em cidades próximas e até nas maiores cidades do Estado (Campina Grande e João Pessoa), outra diferença marcante de uma ou duas décadas atrás. O analfabetismo é alto em todas as comunidades e assentamentos e concentrado no grupo de pessoas mais velhas. A maioria das pessoas entrevistadas possui ensino fundamental incompleto, e a porcentagem dos que possuem fundamental completo é mais alta nos assentados do INCRA. Já o nível médio completo se distribui nos cinco ambientes com porcentagens de 7 a 15%. A agricultura continua a ser o trabalho mais exercido e os aposentados dessa atividade são os que mais contribuem com a renda das famílias. A renda familiar gira em torno de dois salários mínimos e é interessante destacar que somente Mucambo de Baixo tem indivíduos em outras atividades que não seja agricultura ou aposentadoria. Nos dois assentamentos se concentram os maiores números de agricultores em atividade, ou seja, usam a terra outorgada com a reforma agrária.

Condições Sanitárias

Os resultados das observações de campo em relação às residências rurais foram organizados nas categorias ótima (tetos sem telhas quebradas e sem "lixo" como pneus, latas madeiras etc., residências e quintais limpos, lixo em lugar apropriado longe da cozinha e da

cisterna), regular quando a conservação externa da casa não era ótima por falha em algum dos indicadores: havia telhas quebradas e lixo nos telhados, lixo sem destino apropriado, higiene da moradia, quintal e da família deficiente, etc., e ruim quando não satisfazia a maioria ou nenhuma dos indicadores usados acima (tabela 2).

Tabela 2. Condições sanitárias das residências estudadas em Patos e em São José de Espinharas, Paraíba.

VARIÁVEIS		MB (%)	CJ (%)	AMP (%)	ANS(%)
Condições de higiene da residência	Boa	28	50	100	50
	Regular	57	50	-	50
Banheiro construído em casa	Sim	100	100	100	100
Fossa séptica construída	Sim	57	75	80	75
	Não	43	25	20	25
Realiza a limpeza da Fossa séptica	Sim	-	33	-	-
	Não	100	66	100	100

MB: Comunidade Mucambo de Baixo; CJ: Comunidade Cajazeiras; AMP: Assentamento Maria da Paz; ANS: Assentamento Nova Santana.

As melhores condições de higiene foram observadas nos dois assentamentos. As principais deficiências residem na manutenção das fossas sépticas. Em Mucambo de Baixo a limpeza e higiene eram regulares: animais criados livres e próximos a casa e dentro das cozinhas, o esgotamento da cozinha é canalizado para os quintais a céu aberto gerando condições propícias para a proliferação insetos. As casas visitadas possuem banheiro interno, porém apenas 57% possuem fossa séptica construída mas a maioria dos moradores não realizam a limpeza das mesmas. Panorama semelhante se observa em Cajazeiras.

No assentamento Maria da Paz, todas as famílias mantêm práticas adequadas de higiene doméstica, enquanto que 50% das casas no assentamento Nova Santana tinham condições inadequadas de limpeza. Todas possuem banheiro dentro da casa e a maioria possui fossa séptica funcionando, a limpeza das fossas não é realizada.

Tabela 3. Manejo relacionado com a higienização das cisternas e desinfecção da água de consumo nas residências em Patos e São José de Espinharas, Paraíba.

VARIÁVEIS		MB(%)	CJ(%)	AMP(%)	ANS(%)
Periodicidade de limpeza interna da cisterna	Semestral	-	25	-	-
	Anual	71	75	80	75
	Bienal	-	-	-	25
	Não sabe	29	-	20	-
Trata a água destinada ao consumo	Sim	100	100	60	75
	Não	-	-	40	25

Forma de tratamento usado	Cloração	67	80	33	67
	Fervura	11	-	-	-
	Filtração	22	20	67	33
Dosagem de cloro utilizada no pote ou filtro	$\leq$ 1 gota/L	100	67	-	-
	$\geq$ 2 gotas/L	-	33	-	100
	Não sabe	-	-	100	-

MB: Comunidade Mucambo de Baixo; CJ: Comunidade Cajazeiras; AMP: Assentamento Maria da Paz; ANS: Assentamento Nova Santana.

Quanto a manutenção dos sistemas, a maioria assegura limpar os telhados, já a limpeza e manutenção das calhas é realizada por 66% das famílias. Em Mucambo de Baixo 29% não aplicam barreias sanitárias para evitar entrada de sujeira na cisterna, facilitando a entrada de insetos vetores de doenças. A retirada da água de dentro da cisterna é realizada na maioria das famílias com balde, somente em Mucambo de Baixo 43% utilizam a bomba manual. A água para beber retirada da cisterna é armazenada no interior das casas em potes de barro (52%) e filtro de barro (27%). As cisternas são lavadas na maioria das residências uma vez ao ano (tabela 3), no entanto em Mucambo de Baixo e no assentamento Maria da Paz, respectivamente, 29 e 20% dos entrevistados não souberam informar a frequência. Houve divergência entre as comunidades e os assentamentos em relação ao tratamento da água destinada ao consumo: em todas as residências de Mucambo de Baixo e Cajazeiras, foi afirmado que utilizam algum tratamento prévio ao consumo, enquanto que nos assentamentos Maria da Paz (40%) e Nova Santana (25%) não tratam a água. Todas as famílias afirmaram utilizar alguma medida de cloro para desinfetar a água, no entanto em Maria da Paz apenas 33% adotam tal prática e não souberam informar a quantidade utilizada.

As melhores condições sanitárias foram nas famílias de maior renda e maior grau de instrução por terem conhecimentos e meios econômicos para realizar a limpeza da casa e a manutenção do sistema de captação e armazenamento de água de chuva. Entretanto as famílias dos assentamentos, com menor renda, tiveram numerosos indicadores iguais ou superiores aos das comunidades. Estes recebem maior assistência social quando comparadas às comunidade, devido ao caráter sindical do MST que tem articulação integrada nos níveis nacional, estadual, regional e local. Há preocupação com a educação dentro dos assentamentos e as crianças ou “sem-terrinhas” estudam em escolas com projeto pedagógico próprio coordenado pelas secretarias municipais de educação. Ocorrem reuniões com representantes governamentais para debater e reivindicar questões de educação rural e

irrigação. Realizam encontros estaduais onde elaboram diretrizes de trabalho. A interação do MST pode ser a chave que explica os melhores indicadores educacionais dos assentamentos.

5. CONCLUSÃO

Alguns trabalhos relacionam o nível de educação formal com os cuidados do "bem água", e com a apropriação do conceito "qualidade da água/higiene/saúde". Os resultados deste trabalho mostram que: 1) Embora a questão renda é importante na manutenção e manejo de bens caros para o sertanejo, como uma nova fonte de água de boa qualidade (a água chuva) que diminui a vulnerabilidade de sua família às estiagens, é superior a importância da educação formal e o livre exercício da cidadania. 2) Entender a importância das barreiras sanitárias e aplicá-las correta e sistematicamente é a base do P1MC para ter água boa durante um ano, unido á boa manutenção do sistema. 3) Estender os cuidados com a água de chuva e higiene familiar se transforma em leves melhorias das condições básicas de saneamento que expressa em menores casos de doenças, em particular as de veiculação hídrica.

6. REFERENCIAS

ANDRADE NETO, C. O. **Proteção sanitária das cisternas rurais**. In: Anais do Simpósio Luso-Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental, 11., 2004, Natal-RN. Anais. Natal: ABES/APESB/APRH, 2004.

ARTICULAÇÃO DO SEMI-ÁRIDO (ASA). **Programa de formação e mobilização social para a convivência com o semi-árido:um milhão de cisternas rurais**-P1MC. Disponível em <http://www.asabrasil.org.br> Acesso em 1 de novembro 2012.

GNADLINGER, J. **Técnicas de diferentes tipos de cisternas, construídas em comunidades rurais do semi-árido brasileiro**. In: 1º Simpósio sobre Captação de água de Chuva no Semi-árido Brasileiro, Petrolina PE, 1999.

GONDIM, R.S. **Difusão da captação de água de chuvas no financiamento rural**. In: Simpósio Brasileiro de Captação de Agua de Chuva no Semiarido, 3º, 2001. Campina Grande-PB.

IBGE-INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA**. Dados dos municípios**. Disponível em: < http://www.censo2010.ibge.gov.br/sinopse/index.php?dados=27&uf=25> Acesso em: 19/02/2013

MALVEZZI, R. **Semi-árido - uma visão holística**. – Brasília: Confea, 2007. 140p.

MDA-MINISTÉRIO DO DESENVOLVIENTO AGRÁRIO. **Projetos de Reforma Ágrária Conforme Fases de Implementação**. Disponível em: <http://pfdc.pgr.mpf.gov.br/atuacao-e-conteudos-de-apoio/publicacoes/reforma-agraria/questao-fundiaria/assentamentos_2001_a_2010.pdf> Acesso em 21/02/2013

ZOOBENTOS DA BARRAGEM DO JAZIGO, SERRA TALHADA, SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Carla Daniele Cavalcanti Pereira[1], Camyla Raniely Cavalcanti Pereira[2], Girlene Fábia Segundo Viana[3]

1. Bacharela em Ciências Biológicas. Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco. Fazenda Saco, s/n. Caixa Postal 063. Serra Talhada, PE. E-mail: carla.sje@gmail.com.br
2. Graduanda do Curso de Engenharia de Pesca da UAST/UFRPE. E-mail: camyla_raniely@hotmail.com
3. Professora Adjunta do Curso de Engenharia de Pesca da UAST/UFRPE. E-mail: fabiaviana@uast.ufrpe.br

Resumo

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos que habitam o fundo dos ecossistemas aquáticos durante pelo menos uma parte do seu ciclo de vida. O trabalho teve como objetivo realizar um diagnóstico quali-quantitativo da macrofauna bentônica da barragem do Jazigo, bacia hidrográfica do Pajeú. Coletas diurnas ocorreram de agosto/2008 a junho/2009, utilizando-se um puçá (abertura de malha de 2 mm) e uma rede de arrasto (abertura de malha de 5 mm). As amostras obtidas foram triadas, fixadas em etanol a 70% ou formol a 10%, identificadas e quantificadas. Foram coletados 18.308 animais da epifauna provenientes dos dois métodos de coleta. Ficou evidenciado que com o puçá foram capturados mais organismos que com a rede de arrasto. Os grupos mais abundantes e mais frequentes foram Mollusca, Crustacea e Insecta. Não houve relação significativa entre os parâmetros abióticos analisados e o número de indivíduos, porém os meses mais chuvosos apresentaram menor quantidade de organismos. A análise da comunidade demonstrou a importância destes organismos, no que diz respeito à diversidade de táxons estudados, sendo particularmente interessante conhecer mais sobre a dinâmica dessa comunidade a fim de se determinar seu verdadeiro papel na manutenção do equilíbrio do ecossistema.

Palavras-chave: macrofauna bentônica, bacia do Pajeú, ecossistema

INTRODUÇÃO

Os macroinvertebrados bentônicos são organismos de pequenas dimensões que habitam o fundo dos ecossistemas aquáticos durante pelo menos uma parte do seu ciclo de vida, associados aos mais diversos tipos de substratos, tanto orgânicos, quanto inorgânicos.

A comunidade bentônica de água continental é representada por filos como Arthropoda com seus representantes Insecta, Arachnida e Crustacea, Mollusca como Gastropoda e Bivalvia, Annelida como Oligochaeta e Hirudinea, entre outros (CARVALHO; UIEDA, 2004; RIBEIRO; UIEDA, 2005). Entre esses organismos os insetos se destacam em relação à diversidade e abundância. Sua distribuição está relacionada a características morfométricas e físico-químicas do ambiente, à disponibilidade de recursos e ao hábito das espécies (RIBEIRO; UIEDA, 2005).

De acordo com Covich et al. (1999) a riqueza e a importância funcional das espécies dessa comunidade podem fornecer informações importantes sobre a saúde e funcionamento do ambiente em que vivem. Situam-se numa posição intermediária na cadeia alimentar, tendo como principal alimentação algas, microrganismos e pequenos invertebrados, sendo os peixes e outros vertebrados seus principais predadores (SILVEIRA, 2004). Muitos macroinvertebrados bentônicos são predadores e exercem um importante controle sobre o número, a localização e o tamanho de suas presas (CROWL; COVICH, 1994).

O interesse pela macrofauna bentônica tem crescido consideravelmente nos últimos anos; entretanto, existem lacunas sobre o conhecimento e a caracterização de suas comunidades nesses ambientes, sendo de grande importância o desenvolvimento de pesquisas taxonômicas e ecológicas, de maneira a se ter a informação de sua estrutura e função nos ecossistemas aquáticos.

Apesar do importante reconhecimento desses animais, e dos trabalhos desenvolvidos com esse grupo no Brasil, as pesquisas sobre esta parcela da fauna no semiárido pernambucano ainda são incipientes.

MATERIAL E MÉTODOS

Coletas mensais, diurnas, foram efetuadas de agosto de 2008 a junho de 2009, através de um puçá feito de armação de alumínio, com 60 cm de base (com abertura de

malha de 2 mm), e de uma rede de arrasto retangular feita de armação de tubo de pvc com 1,85 m de largura x 0,85 m de altura e 1,40 m de comprimento do saco (com abertura de malha de 5 mm).

As amostras oriundas do puçá foram obtidas entre as profundidades de 20 cm a 50 cm, próximas a macrófitas aquáticas com três repetições em locais próximos com duração de 10 minutos cada. Com a rede foram realizados arrastos (com 5 minutos cada) em transectos paralelos a margem, com três repetições em locais próximos, em profundidades variando de 50 cm a 1,0 m (Figura 2). Todo o material coletado foi colocado em potes plásticos, etiquetados e fixados em etanol a 70% ou formalina a 10%.

Os peixes foram capturados como fauna acompanhante e foram analisados quanto a sua influência na distribuição mensal da macrofauna bentônica.

A temperatura da água (superfície) foi aferida 'in situ' com um termômetro de imersão de mercúrio em escala centígrada, durante as coletas, e os dados de pluviosidade foram adquiridos na estação meteorológica convencional da Unidade Acadêmica de Serra Talhada.

No Laboratório de Bentos da Unidade Acadêmica de Serra Talhada as amostras foram identificadas, quantificadas e fixadas em etanol a 70% ou formol a 10%. A identificação dos animais foi baseada em bibliografia pertinente, entre elas, Melo (2003), Ruppert, Fox e Barnes (2005) e Simone (2006).

A abundância foi calculada a partir da fórmula: A = N.100/n, onde N é o número de indivíduos de cada táxon na amostra e n é o número total de indivíduos de todos os táxons na amostra, atribuindo-se as seguintes classes: dominantes entre 50% e 100%, abundantes entre 30% e 49%, comuns entre 10 e 29%, ocasionais entre 1 e 9% e raros < 1%. (MCCULLOUGH; JACKSON, 1985)

A frequência de ocorrência foi calculada levando em consideração o número de amostras onde cada táxon ocorreu em relação ao total de amostras analisadas, empregando-se a seguinte fórmula: $Fo = Ta.100/TA$, onde Fo é a frequência de ocorrência; Ta é o número de amostras onde o táxon ocorreu e TA é o número total das amostras. Em função de Fo, distinguiram-se as seguintes categorias: > 70% = muito freqüente; 70% ├ 40% = freqüente; 40% ├ 10% = pouco freqüente; < 10% = raro (CETESB, 1978).

Os valores acumulados da pluviosidade mensal, e os da temperatura da água foram correlacionados, através da correlação linear de Pearson (r), com a abundância total para verificar se esta foi influenciada por estes parâmetros. As correlações foram consideradas significativas quando $p \leq 0,05$ (AYRES et al., 2007).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram coletados da epifauna local 18.308 animais provenientes dos dois métodos de coleta. Com a rede de arrasto foram capturados 6.791 indivíduos e 11.517 com o puçá . O petrecho puçá, por possuir malha mais fina, capturou um maior número de espécimes.

Distribuição mensal dos táxons

Rede de Arrasto: A contribuição mensal de cada táxon capturado com rede de arrasto demonstrou que os gastrópodes foram os mais bem representados. O segundo táxon mais abundante foi Caridea. O grupo Insecta se mostrou ocasional na maior parte dos meses. Cladocera foi considerado raro aparecendo somente no mês de dezembro. O grupo outros foi considerado raro e ocasional em alguns meses. Os peixes foram dominantes apenas no mês de maio (Figura 1).

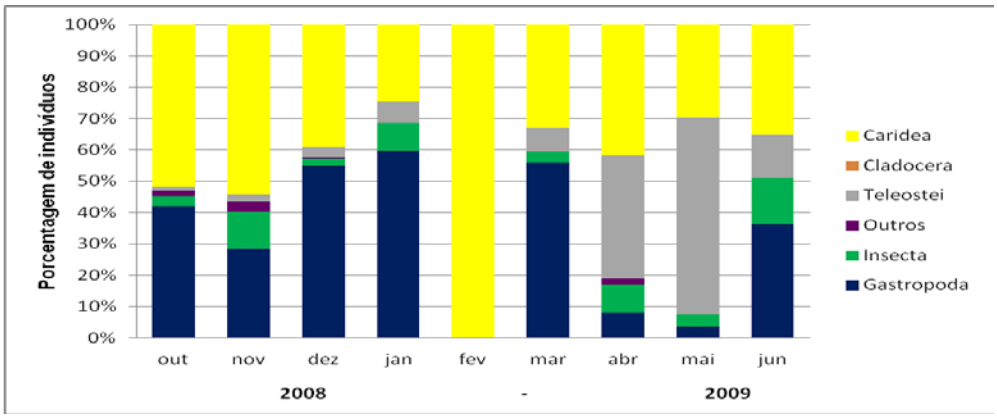


Figura 1. Contribuição mensal de cada táxon coletado com rede de arrasto de 5 mm de abertura, durante o período de outubro/2008 a junho/2009, em todas as amostras na barragem do Jazigo, Serra Talhada – PE.

Puçá: Observa-se na figura 2 que Caridea mostrou-se dominante na maioria dos meses com aparição acima de 50%, abundantes nos meses de novembro e março. Gastropoda foi considerado dominante nos meses de abril e outubro, ocasional no mês de agosto.

Insecta foi considerado ocasional, aparecendo até 9% nos meses de agosto a abril e no mês de junho e comum nos demais meses. Isopoda foi considerado raro, aparecendo apenas no mês de maio com 1%. Cladocera teve sua maior aparição no mês de abril, sendo considerado comum neste mês, nos demais meses foi considerado como ocasional. Em todos os meses Ostracoda foi considerado como raro. Os peixes se mostraram ocasionais nos meses de agosto a março, nos meses de abril e junho, se mostraram comuns, no mês de maio foi considerado abundante com 40% de aparição.

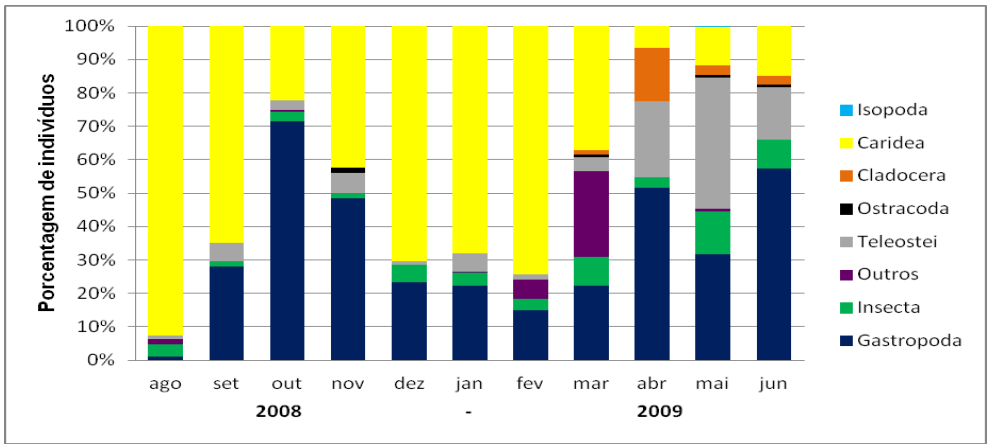


Figura 2. Contribuição mensal de cada táxon coletado com puçá de 2 mm de abertura, durante o período de agosto/2008 a junho/2009, em todas as amostras na barragem do Jazigo, Serra Talhada – PE.

Frequência de ocorrência

Rede de Arrasto: das 30 amostras analisadas, Caridea, Gastropoda e Insecta obtiveram a maior frequência de ocorrência sendo considerados muito frequente com 80%, 86,6% e 76,6%, respectivamente. O grupo Outros compareceu com 36,6% e foi considerado frequente. Por último Cladocera com 3,33% sendo considerado como raro (Figura 3).

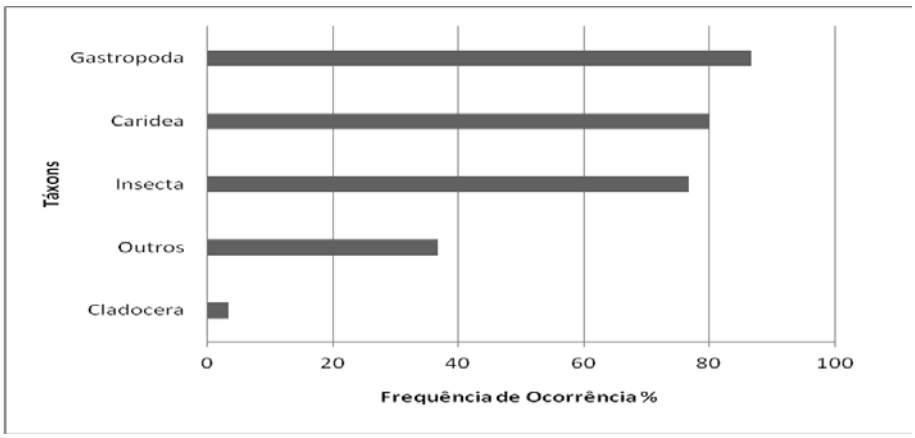


Figura 3. Frequência de ocorrência dos táxons coletado com rede de arrasto de 5 mm de abertura no período de Agosto/2008 a junho/2009 na barragem do Jazigo, Serra Talhada – PE.

Puçá

Foram obtidas 30 amostras, onde os grupos considerados como muito frequente foram: Gastropoda com 96,6% de frequência, seguido de Insecta com 93,3% e Caridea com 86,6%. Como pouco frequente apareceram Cladocera com 26,6%, seguido pelo grupo considerado como outros, este com 16,6%. O grupo considerado como raro foi Isopoda aparecendo em 3,3% das amostras (Figura 4).

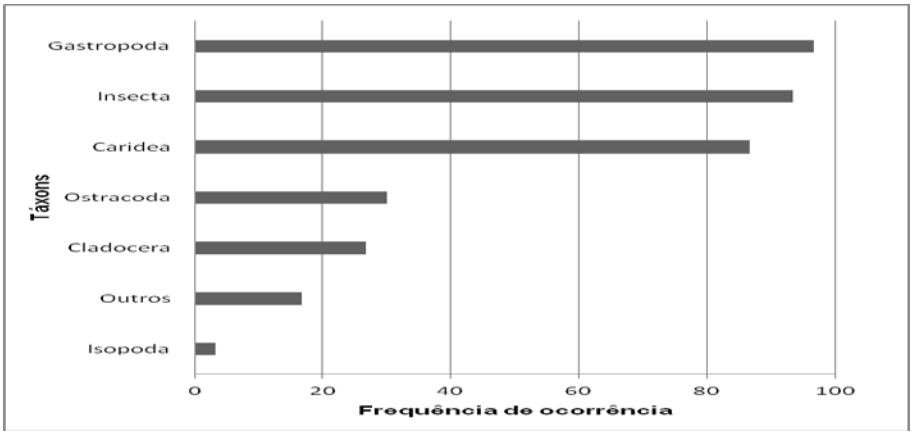


Figura 4. Frequência de ocorrência de cada táxon coletado com puçá de 2 mm de abertura no período de Agosto/2008 a junho/2009 na barragem do Jazigo, Serra Talhada – PE.

Correlação com os fatores abióticos

Com relação à pluviosidade e temperatura da água, não se obteve uma correlação significativa com o número de indivíduos da macrofauna. Para a rede obteve-se r = 0,09 e p = 0,79 e r = - 0,51 e p = 0,10, respectivamente, para o puçá os valores foram r = 0,37 e p = 0,36 para a temperatura e r = - 0,24 e p = 0,47 para a pluviosidade. A tendência mostrada foi que os meses que apresentaram menor quantidade de indivíduos corresponderam aos de maiores índices pluviométricos (janeiro a maio/2009), consequentemente de maior volume de água na área de coleta, aumentando desta forma, a área de dispersão dos animais (Figura 5).

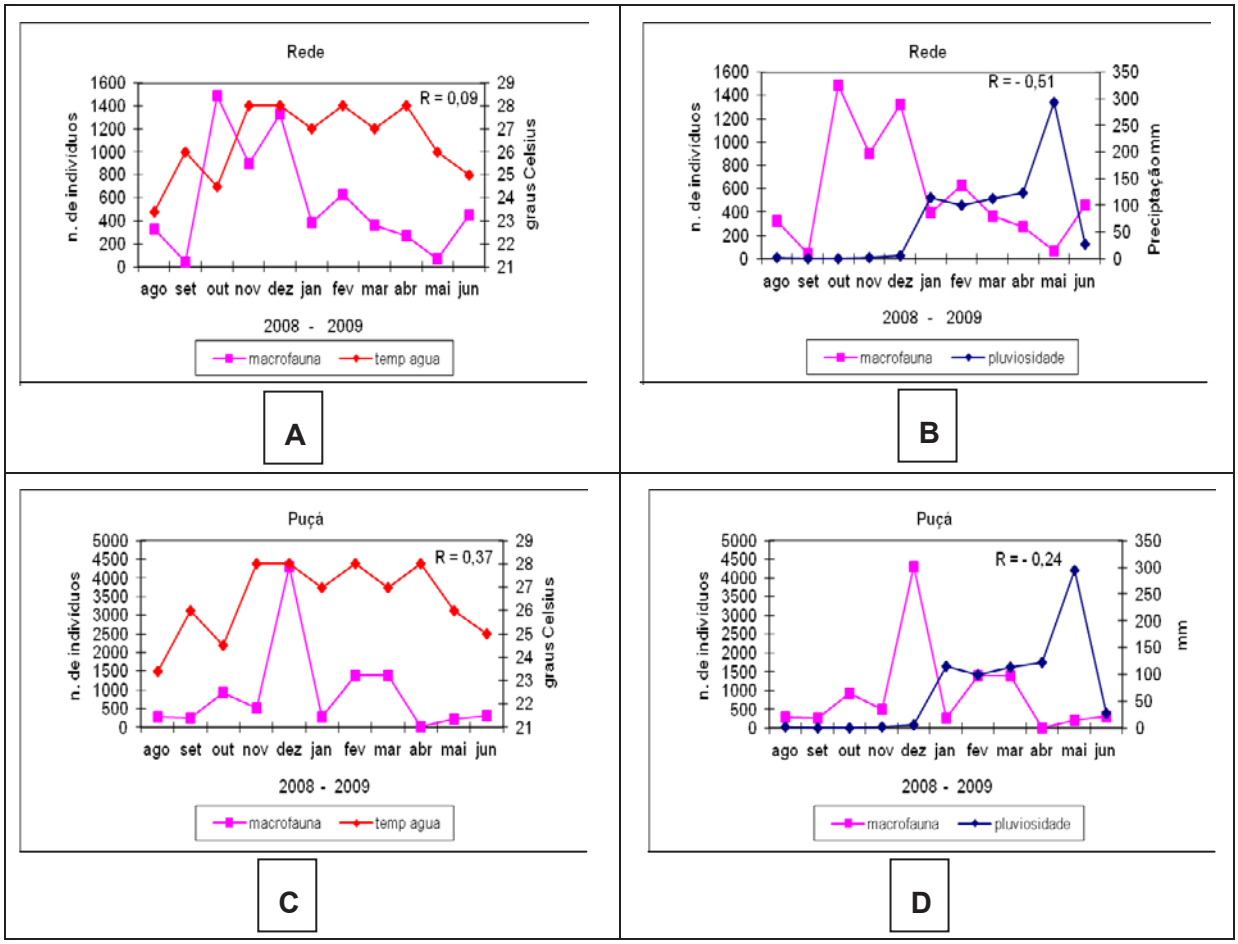


Figura 5 – Relação entre a abundância (A, B) rede, (C, D) puçá, da macrofauna com os valores de precipitação pluviométrica acumulada e com a temperatura da água na Barragem do Jazigo, Serra Talhada – PE, de agosto de 2008 a junho de 2009, (Temp = temperatura).

CONCLUSÃO

1. A análise da comunidade de macroinvertebrados bentônicos na barragem do Jazigo demonstrou a importância destes organismos, no que diz respeito à diversidade de táxons estudados.
2. Os organismos mais abundantes e frequentes foram os crustáceos e os gastrópodes, enquanto os insetos foram os mais representativos em número de táxons.
3. Desta forma, enfatiza-se a importância do conhecimento da macrofrauna bentônica da região e recomenda-se seu emprego em programas de monitoramento, já que sua utilização é necessária para identificação de ambientes degradados e do controle das espécies que lá se estabeleceram.

REFERENCIAS

ALMEIDA, P. R. S.; **Estrutura Populacional dos Moluscos do Açude Cachoeira II, Serra Talhada, Semiárido Pernambucano, Brasil.** Monografia (Bacharelado em Engenharia de Pesca) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Serra Talhada, 2011, 44 p.

AYRES, M., AYRES Jr., M., AYRES, D.L. & SANTOS A.A. 2007**. Bioestat 5.0**. USP, São Paulo.

CARVALHO, E. M.; UIEDA, V. S. Colonização por macroinvertebrados bentônicos em substrato artificial e natural em um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia,** v. 22, n. 2, p. 287-293, 2004.

CETESB. **Determinação do zooplâncton marinho, métodos qualitativos e quantitativos.** São Paulo, Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental, São Paulo, p.12, 1978.

COVICH, A. P.; PALMER, M. A.; CROWL, T. A. The role of benthic invertebrate species in freshwater ecosystems – zoobenthic species influence energy flows and nutrient cycling. **BioScience.**v.49, p. 119-127, 1999.

CROWL, T. A.; COVICH, A. P. Responses of a freshwater shrimp to chemical and tactile stimuli from a large decapods predator.**Journal of the North American Benthological Society**, v. 13, n. 2, 1994, p. 291-298

MCCULLOUGH, J. D.; JACKSON, D. W. Composition and productivity of the benthic macroinvertebrate community of a subtropical reservoir.**InternationaleRevue der GesamtenHydrobiologie,70:** 221-235, 1985.

MELO, G. A. S. **Manual de identificação dos CrustaceaDecapoda de água doce do Brasil**. São Paulo: Ed. Loyola, Museu de Zoologia, Universidade de São Paulo, p. 429-430, 2003.

RIBEIRO, L. O.; UIEDA, V. S. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados bentônicos de um riacho de serra em Itatinga, São Paulo, Brasil. **Revista Brasileira de Zoologia,** v. 22, n. 3, p. 613-618, 2005.

RUPPERT, E. E.; FOX, R. S.; BARNES, R. D. **Zoologia dos Invertebrados: uma abordagem funcional- evolutiva.** São Paulo: Roca, 7º ed., 2005, p.1145.

SILVA, N. T. C. **Macroinvertebrados bentônicos em áreas com diferentes graus de preservação ambiental na Bacia do Ribeirão Mestre d'Armas, DF.** Universidade de Brasília, Instituto de Ciências Biológicas – Departamento de Ecologia, Programa de Pós-graduação em Ecologia. 2007, 113f.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios**. Embrapa Meio Ambiente, Jaguariúna, 2004.

SIMONE, L. R. **Land and freshwater molluscs of Brazil**. EGB, Fapesp. São Paulo, p. 390, 2006.

ANÁLISE AMBIENTAL DO ESTUÁRIO DO RIO POJUCA – MATA DE SÃO JOÃO / CAMAÇARI – BAHIA

Carlos Alves de Freitas Júnior[1]

Fabrine dos Santos Lima[2]

Pedro Brizack Nogueira[3]

[1] Geógrafo, Técnico em Geoprocessamento - Companhia de Desenvolvimento Urbano do Estado da Bahia - CONDER
Caixa Postal - 41192-005 - Salvador - BA, Brasil
cadfjr@gmail.com

[2] Estudante de Geografia - Universidade Federal da Bahia - UFBA
Caixa Postal – 41245-000 - Salvador - BA, Brasil
fabrinelima@ymail.com

[3] Estudante de Geografia - Universidade Católica do Salvador – UCSal
Caixa Postal - 40231-902 - Salvador - BA, Brasil
peunogueira@gmail.com

Resumo. As atividades humanas interferem e modificam as paisagens. No estuário do rio Pojuca existe hoje diferentes tipos de atividades e características que precisam ser melhor compreendidas. Através de uma abordagem de observação histórica desta área, a paisagem pode ser compreendida, como também as relações homem e meio. A recuperação da vegetação nas margens do rio possibilitou a reconstrução do estuário, fazendo com que ele fosse um local de práticas de lazer e interação entre as pessoas e o rio. A partir da análise temporal, foi possível compreender como o estuário do rio Pojuca se modificou e a partir do contato com pessoas que convivem na área, compreender a participação do homem nesse processo.

Palavras-chave: estuário, vegetação, ocupação.

Introdução

O ecossistema Estuário é entendido como um sistema aberto integrado por todos os organismos vivos, compreendido o homem (biocenose) e os elementos não-viventes (biótopo) de um setor ambiental definido no tempo e no espaço, cujas propriedades globais de funcionamento (fluxo de energia e ciclagem de matéria) e auto-regulação (controle), derivam

das relações entre todos os seus componentes, tanto pertencentes aos sistemas naturais, quanto os criados ou modificados pelo homem (ODUM, 1988).

O estuário do rio Pojuca está localizado entre os municípios de Mata de São João e Camaçari, no Litoral Norte do estado da Bahia. A área, de vegetação densa, predominantemente Mata Atlântica, está em processo de recuperação, mas ainda vem sofrendo muita pressão antrópica por conta da alta taxa de turismo na região, que por sua vez tem um potencial muito grande para a prática do ecoturismo, que sem a orientação adequada pode gerar muitos danos ao ambiente. Ainda existe na região registros de caça e de pesca predatória, inclusive com explosivos, o que é uma prática proibida por Lei. A constante observação e compreensão da dinâmica da área podem vir a auxiliar na manutenção de espécies e melhor utilização dos recursos naturais existentes.

O objetivo deste trabalho é mostrar a atual situação do estuário do rio Pojuca, indicando aspectos como ocupação e uso do solo nesta área, além de associar em diferentes períodos históricos a paisagem em questão, uma vez que as relações entre natureza e homem têm influente participação na alteração, cuidado e manutenção deste ambiente.

Materiais e Métodos

Para realizar a análise ambiental do estuário do rio Pojuca, foram utilizadas imagens de satélite e ortofotos, de períodos diferentes, manipuladas no software Arcgis.

Foram adquiridas imagens aéreas (ortofotos) antigas, do ano de 1953, no Serviço Geológico do Brasil (CPRM). Utilizamos também as imagens disponibilizadas pelo Google Earth, com data de 2010, o que tornou possível estabelecer uma comparação entre diferentes períodos da área estudada.

Após a observação e análise da imagens, a equipe se direcionou ao trabalho de campo, para associar e constatar informações da área estudada, afim de estabelecer uma ligação entre o visto nas imagens e o ambiente. Para tanto foram utilizados equipamentos como um aparelho receptor GPS para que fosse demarcada toda a área de influência marinha dentro do Rio, e uma câmera fotográfica especial, para que suportasse as situações extremas de campo.

Foram realizadas três idas ao campo nas datas: 08/07/12, 14/10/12 e 10/02/13, onde foram obtidas imagens da área estudada e onde pode haver contato com a população local para informações sobre as atividades e história da região.

Resultados e Discussão

O estuário do rio Pojuca está, na margem direita do rio, dentro da APA Lagoas de Guarajuba, criada a partir da Resolução nº 387 de 27 de Fevereiro de 1991 e na margem esquerda, na APA do Litoral Norte do Estado da Bahia, criada a partir do Decreto nº 1.046 de 17 de Março de 1992. Sendo assim, a ocupação nesta área passa a ser mais controlada, sujeita ao zoneamento ecológico-econômico destas duas APAs.

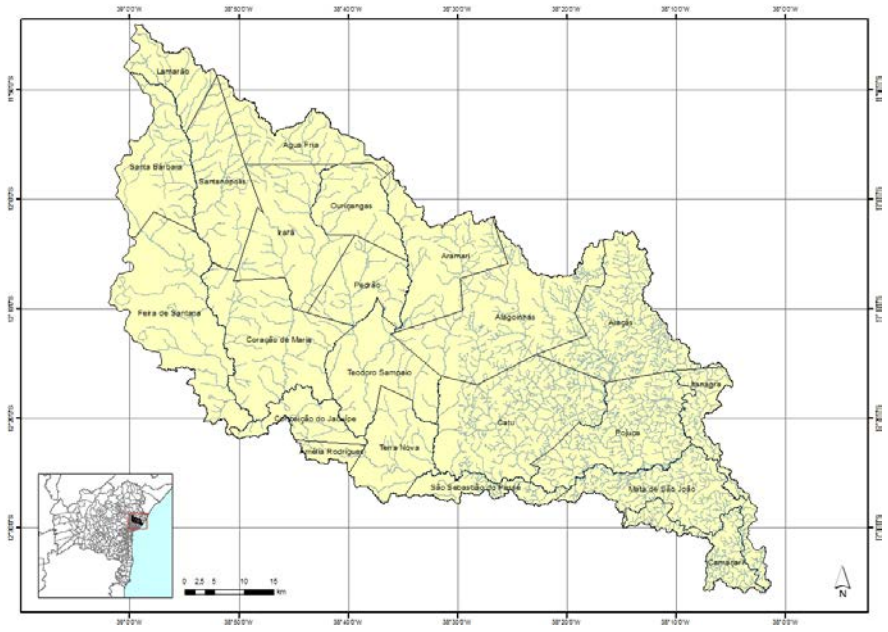


Figura 1. Bacia do rio Pojuca. Fonte: Base de dados INEMA, elaboração própria.

A partir da observação das ortofotos adquiridas, foi possível identificar a presença de extensas áreas de coqueirais, indicando a antiga ocupação do litoral norte da Bahia, que em diversas localidades houve substituição da vegetação original por plantações de coqueiro. A área de estudo, já no período do Brasil colonial, foi excessivamente impactada por conta das fazendas com plantação de coqueiros que, historicamente, serviram para demarcar as terras sob domínio da Família Garcia D'Ávila e culturalmente foram implantados na região, onde se adaptaram bem ao solo e ao clima

A figura 1 mostra a área do estuário do rio Pojuca em 1953, onde pode ser observado, nos tons mais claros, a ausência da vegetação.



Figura 2. Ortofoto da área do estuário do rio Pojuca no ano de 1953. Fonte: CPRM

Relacionando as figuas 2, 3 e 4, pode-se observar maior presença da vegetação com o passar dos anos.



Figura 3. Imagem de satélite da área do estuário do rio Pojuca do ano 2003. Fonte: INEMA



Figura 4. Imagem de satélite da área do estuário do rio Pojuca do ano 2010. Fonte: Google Earth

A evolução do local de estudo foi analisada com a comparação entre as imagens de diferentes períodos, podendo ser identificado que, após políticas de recuperação de áreas degradadas e recomposição da vegetação nativa, houve uma melhora significativa na paisagem. Muito se deve à presença das duas Unidades de Conservação, que possibilitam a melhor gestão desse ambiente único e sensível.

Ao longo do estuário existem algumas atividades essencialmente de lazer, como esportes de aventura e barracas, além das trilhas dentro de uma ONG, possibilitando a interação dos visitantes com a vegetação e o rio.



Figura 5. Prática de esporte de aventura na margem direita do rio Pojuca, área de estuário.

A recomposição da vegetação na margem esquerda do rio na área de manguezal é feita pela Fundação Garcia D'ávila, através do projeto Floresta Sustentável, que trabalha com introdução de mudas de espécies nativas locais, envolvendo comunidades residentes dentro da Reserva Sapiranga, esta também é uma das áreas com atividades para turistas que frequentam a área.



Figura 6. Parte da área de vegetação recomposta, dentro da Reserva Sapiranga.

A influência das atividades humanas é muito presente na área estudada, através destas, a paisagem foi alterada de diferentes formas. Hoje, muitos que frequentam o estuário acreditam ser a natureza primária dele, e não imaginam que aquela paisagem é fruto de uma ação do homem para reconstruir o que havia sido perdido.

> "No começo da história do homem, a configuração territorial é simplesmente o conjunto dos complexos naturais. À medida que a história vai se fazendo, a configuração territorial é dada pelas obras dos homens: estradas, plantações, casas, depósitos, portos, fábricas, cidades etc.; verdadeiras próteses. Cria-se uma configuração territorial que é cada vez mais o resultado de uma produção histórica e tende a uma negação da natureza natural, substituindo-a por uma natureza inteiramente humanizada" (Santos, 1996: 51 *apud* Bernardes e Ferreira, 2005)

Conclusão

1. A partir da observação das imagens de satélite, associadas às ortofotos, pode ser verificado que houve uma recomposição da vegetação nas margens do estuário, ou seja, o processo antrópico nesta região ocorreu de uma forma muito peculiar, onde a vegetação foi reestabelecida. Com isso, cabe a compreensão de que o homem está diretamente ligado ao meio natural, que neste caso foi muito influenciado por ele. É importante também salientar a importância do primeiro Código Florestal (Lei 4.771 de 15 de setembro de 1965), que definia as matas ciliares como áreas de proteção permanente, o que obrigou os proprietários de terra a cuidar melhor desses ambientes que não eram respeitados anteriormente.

2. A dinâmica espacial na área de estudo foi alterada desde o início de sua ocupação até hoje. As políticas de preservação ambiental tem extrema importância e influência no que ocorre neste estuário. As APAs que estão presentes ali apresentam zoneamento, que vai estabelecer as normas de ocupação. Estas são de uso sustentável, o que indica que tem que haver uma relação harmoniosa entre o homem e o meio.

3. Hoje, o litoral norte da Bahia está dentro de uma área de muito interesse imobiliário, o que faz com que a preocupação com o natural seja ainda mais evidente, e deve ser de suma importância, pois essas áreas assim como outras, precisam ser protegidas, até mesmo para que ainda seja paisagístico para quem os conhece e para as gerações futuras.

Referências

BAHIA, Resolução N° 387, de 27 de fevereiro de 1991**,** Considera como Área de Proteção Ambiental (APA) a localidade denominada "Lagoas de Guarajuba", no Município de Camaçari – BA. Bahia, Brasil. Disponível em http://www.meioambiente.ba.gov.br/legislacao/resolucao_cepram/resolucao_387_27_fevereiro_1991.pdf. Acessado em: 19 de março de 2013.

BAHIA, Decreto Nº 1.046 de 17 de março de 1992, Cria a Área de Proteção Ambiental do Litoral Norte do Estado da Bahia e dá outras providências. Bahia, Brasil. Disponível em: http://www.meioambiente.ba.gov.br/DecretosUnidadesdeConservacao/DECRETO%20N%C2%BA%201.046%20DE%2017%20DE%20MAR%C3%87O%20DE%201992%20%20Litoral%20Norte%20do%20Estado%20da%20Bahia.pdf. Acessado em: 19 de março de 2013.

BAHIA, Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos – INEMA, Relatório de monitoramento de águas do estuário do rio Pojuca. Bahia, Brasil. Disponível em: http://monitora.inema.ba.gov.br/index.php/pontos/index?ponto=-1&rpga=15&campanha=-1. Acessado em 19 de março de 2013.

BRASIL, Lei N° 4.771 de 15 de setembro de 1965, Institui o Novo Código Florestal. Brasília, Brasil. Disponível em http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l4771.htm. Acessado em 19 de março de 2013.

CUNHA, Sandra Baptista da ;Guerra, Antônio Teixeira. A Questão ambiental : diferentes abordagens. Rio de Janeiro : Bertrand Brasil, 2005.

GESTÃO DA ÁGUA NA VERTICALIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE ALIMENTOS

Ceres Duarte Guedes Cabral de Almeida[1], Alane Danielle Pacheco Pereira[2], Brivaldo Gomes de Almeida[3]

[1]Professora, Colégio Agrícola Dom Agostinho Ikas (CODAI/UFRPE), ceres@codai.ufrpe.br; [2]Graduanda em Agronomia, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), alane.danielle@hotmail.com; [3]Professor Adjunto, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE), brivaldo@depa.ufrpe.br

Resumo: Este trabalho consiste em um trabalho de revisão de literatura que destacou a importância da gestão da água na agricultura irrigada, a fim de suprir a demanda de alimentos frente ao crescimento populacional. Os principais temas abordados foram o impacto da irrigação na agricultura, o uso racional da água via irrigação, a disponibilidade hídrica e a poluição e assoreamento dos corpos d'água. Sabe-se que a agricultura irrigada tem grande potencial para contribuir para o desenvolvimento local sustentável e para produção de alimentos, desde que haja manejo racional de água, especialmente no semiárido em função da sua escassez aliado à elevada taxa vaporativa. A seleção do método e sistema de irrigação reflete diretamente no volume de água gasto, uma vez que cada método apresenta eficiência diferenciada conforme a relação água aplicada e consumida pela planta. Tal situação tem provocado um desafio aos profissionais do setor primário para os próximos anos que é conciliar a produção agrícola com os princípios de responsabilidade social e ambiental. Consequentemente, pesquisas aplicadas direcionadas às inovações tecnológicas na área de irrigação podem gerar produtos e processos que otimizem o uso da água.

Palavras-chave: irrigação, agricultura, eficiência de aplicação.

INTRODUÇÃO

A água é um elemento indispensável à vida, e o aumento da demanda desse recurso retrata a necessidade de planejamento e gestão do mesmo. Tais ações refletem indiscutivelmente na sobrevivência e qualidade de vida da população mundial, que concentra cerca de 7 bilhões de pessoas e portanto, requer a otimização da produção de alimentos. Neste processo de produção a irrigação tem sido fundamental, uma vez que

atualmente, mais da metade da população mundial depende de alimentos produzidos em áreas irrigadas (Mantovani et al., 2009).

No semiárido brasileiro, as características climáticas, pedológicas e hidrológicas, constituem restrições para a utilização regular dos recursos hídricos, notadamente para o desenvolvimento da agricultura, que em razão do regime irregular de chuvas, depende da irrigação para o suprimento de água para as culturas (Gheyi et al., 2012). Por outro lado, a agricultura irrigada demanda grandes volumes de água, devido ao processo metabólico das plantas em seus principais estágios de desenvolvimento, principalmente a transpiração, e a ausência da mesma leva ao chamado estresse hídrico afetando diretamente o crescimento e a produção.

No Brasil, segundo informações da ANA (2012), 72% das águas consumidas são dedicadas à irrigação, há que se considerar que cerca de 90% retorna ao ciclo hidrológico desde que o manejo da irrigação seja realizado de forma racional e sustentável.

Com base nesta realidade, pretende-se, neste trabalho, enfatizar importância da gestão da água na agricultura irrigada, a fim de suprir a demanda de alimentos frente ao crescimento populacional.

IMPACTO DA IRRIGAÇÃO NA AGRICULTURA

A irrigação que anteriormente objetivava apenas satisfazer as necessidades hídricas das plantas é hoje um fator importante no aumento da produção, produtividade, geração de emprego e renda e na diminuição do êxodo rural, melhorando as condições de vida dos produtores. Porém, em função do volume de água necessário, é preciso fazer uso de sistemas de irrigação que possibilitam alta eficiência de uso da água (Mantovani et al., 2009).

No Brasil estima-se que o potencial para desenvolvimento sustentável da irrigação é de 29,6 milhões de ha, mas apenas 5,4 milhões de ha encontram-se sob irrigação (ANA, 2011). Considerando que o setor é responsável por, pelo menos, 1,6 milhão de empregos diretos e 3,2 milhões de empregos indiretos, fica evidenciado o seu grande potencial de crescimento pela tendência atual do agronegócio. As ampliações das áreas cultivadas com culturas irrigadas exigem uso intensivo de mão de obra, tanto na olericultura como em certas modalidades de cultivo em fruticultura (Mantovani et al., 2009).

Nas regiões de Petrolina (PE) e Juazeiro (BA), no Vale do São Francisco, é possível observar o crescimento e o desenvolvimento econômico e social alcançado com a especialização da fruticultura irrigada, repercutindo na produtividade, expansão da oferta de empregos, aumento da renda *per capita* e na infraestrutura local. Desta forma, a fruticultura irrigada no semiárido nordestino apresenta vantagens competitivas em relação às outras áreas produtoras (Nunes, 2004).

Considerando os impactos ambientais que a irrigação pode causar, e, por isso, estão sujeitos à resolução nº 284/2001 do CONAMA que dispõe sobre o licenciamento de empreendimentos de irrigação. Essa norma classifica em categorias esses empreendimentos de acordo com a dimensão efetiva da área irrigada, por propriedade individual e método de irrigação empregado. (Mantovani et al., 2009).

Tabela 1. Classificação dos projetos de irrigação

Método de irrigação	ÁREA IRRIGADA (ha) / CATEGORIA				
	Até 50	50 - 100	100 - 500	500 - 1000	> 1000
Aspersão	A	A	B	C	C
Localizada	A	A	A	B	C
Superficial	A	B	B	C	C

A classificação A, B e C define as menores ou maiores exigências no processo de solicitação. A Categoria A apresenta os empreendimentos mais simples e a Categoria C os de maiores exigências.

USO RACIONAL DA ÁGUA VIA IRRIGAÇÃO

Tendo em vista o grande volume de água exigido na irrigação (Figura 1), um dos grandes desafios da agricultura moderna, baseada nos parâmetros de sustentabilidade, é otimizar o uso desse recurso. O método e o sistema de irrigação a ser utilizado influencia, sobremaneira, a eficiência na aplicação da água (Mantovani et al., 2009).

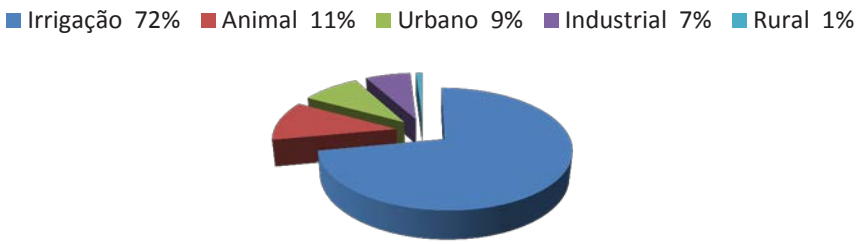


Figura 1. Distribuição da água por setor.

O uso eficiente da água contribui para aumentar a sua disponibilidade, reduzindo os problemas de déficit provocados pelo aumento da demanda social em relação à oferta ambiental. Existem diversas alternativas ou técnicas de uso que possibilitam a produção de alimentos com um volume adequado para que se alcance a sustentabilidade na produção de alimentos. Os equipamentos projetados adequadamente, a oportunidade de oferta de água aos cultivos e o manejo adequado da água (quando e quanto aplicar) são medidas associadas ao uso racional da água (Faggion et al., 2009).

A eficiência no uso da água de irrigação integra vários componentes, considerando-se, entre outros, o método de irrigação e as perdas associadas. Principalmente, nos sistemas de irrigação por aspersão, a análise das perdas de água durante sua aplicação refere-se à evaporação direta e ao arrastamento pelo vento da água aspergida sobre as plantas (deriva). Na irrigação localizada, as perdas por evaporação e deriva podem ser negligenciadas no gotejamento, porém devem ser consideradas na microaspersão, exceto em culturas de grande porte (frutíferas). Na irrigação por superfície, ocorrem perdas por evaporação nos sulcos e faixas, na irrigação por inundação essas perdas podem atingir valores elevados (Mantovani et al., 2009).

Pequenos aumentos na eficiência produzem incrementos significativos no volume de água disponível para outros fins, principalmente em situações de competição pelo uso da água; quanto maior a eficiência, menores os custos de bombeamento, condução e distribuição da água de irrigação (Paz et al., 2000).

Gheyi et al. (2012) ressaltam que o problema da escassez de água e a irregularidade das chuvas no Nordeste, principalmente na região semiárida, gera dependência da irrigação para produção agrícola. Um dos principais desafios para boa gestão dos recursos hídricos do semiárido é, indiscutivelmente, a melhoria na eficiência da irrigação.

No semiárido o consumo da água via irrigação é da ordem de 6 a 20 mil m^3 por hectare a cada safra, dependendo de condições climáticas e edáficas. O uso de métodos mais eficientes de irrigação pode gerar economia de água em até um terço, considerando-se a eficiência do sistema como um todo. Por exemplo, uma redução de 10% na demanda para irrigação de uma safra em um hectare (considere consumo de 10.000 m^3 ha^{-1} e safra de 130 dias) gera água suficiente para abastecer 50 pessoas com consumo médio diário de 150L por habitante (Gheyi et al., 2012).

Segundo Coelho (2005), a otimização da eficiência do uso de água de forma a contribuir para a sustentabilidade dos recursos hídricos pode ser alcançada com base nas

curvas de respostas físicas da produtividade e da eficiência de uso de água é calculada pela razão entre a produtividade e evapotranspiração da cultura.

Dada as considerações, é importante enfatizar que as novas tecnologias de irrigação constituem uma importante estratégia para o uso eficiente da água, pois à medida que o preço de oferta aumenta, produz-se a necessidade de substituição dos sistemas tradicionais de irrigação por outros mais modernos, capazes de proporcionar maior racionalidade no uso da água para esse fim (Paz et al., 2000).

DISPONIBILIDADE HÍDRICA

A disponibilidade e distribuição da água podem facilitar ou inviabilizar a produção agrícola, especialmente em regiões onde há ocorrência de escassez de água ou a distribuição anual de chuvas é irregular. (Faggion et al., 2009).

O conceito de disponibilidade hídrica tem estreita relação com a vazão. Porém, para se determinar a disponibilidade de água de uma bacia hidrográfica, por exemplo, faz-se necessário, inicialmente, identificar seus principais reservatórios para avaliar o potencial de água que se pode explorar sem que os mesmos se degradem (Gheyi et al., 2012). A tabela 2 apresenta os valores para cada Região Hidrográfica do país.

Tabela 2. Disponibilidade hídrica e vazões médias nas regiões hidrográficas do Brasil

Região Hidrográfica	**Vazão média[1] (m^3/s)**	**Disponibilidade hídrica (m^3/s)**
Amazônica	132.145	73.748
Tocantins-Araguaia	13.799	5.447
Atlântico Nordeste Ocidental	2.608	320
Parnaíba	767	379
Atlântico Nordeste Oriental	774	91
São Francisco	2.846	1.886
Atlântico Leste	1.484	305
Atlântico Sudeste	3.162	1.109
Atlântico Sul	4.055	647
Paraná	11.414	5.792
Uruguai	4.103	565
Paraguai	2.359	782
Brasil	**179.516**	**91.071**

[1] A Bacia Amazônica ainda compreende uma área de 2,2 milhões de km^2 em território estrangeiro a qual contribui com adicionais 86.321 m^3/s em termos de vazão média. A Bacia do rio Uruguai ainda compreende uma área de 37mil km^2 em território estrangeiro a qual contribui com adicionais 878 m^3/s em termos de vazão média. A Bacia do rio Paraguai ainda compreende uma área de 118mil km^2 em território estrangeiro a qual contribui com adicionais 595m^3/s em termos de vazão média.
Fonte: ANA (2009).

Os principais reservatórios naturais de água são os rios, os aquíferos e o solo. Em regiões com pouca disponibilidade hídrica os reservatórios artificiais, como os açudes, têm papel fundamental na potencialização dos recursos hídricos (Gheyi et al., 2012). Rebouças et al. (2006) destaca o Brasil no cenário mundial pelo seu potencial hídrico, representando 53% da produção de água doce do continente sul-americano (334 mil m^3/s) e 12% do total mundial (1.488 milhões de m^3/s). Entretanto, apesar desse aparente conforto, existe uma distribuição hídrica desigual no território brasileiro.

A região Nordeste caracteriza-se por reduzidas e irregulares precipitações, elevada evaporação e pouca disponibilidade de águas, concentrando apenas 3,3% do recurso hídrico nacional. As reservas hídricas subterrâneas constituem uma alternativa para abastecimento e produção agrícola irrigada (Paz et al., 2000). O semiárido brasileiro tem como proeminentes fatores de degradação da disponibilidade hídrica a poluição e o assoreamento, sendo importante destacar que água poluída, é água indisponível (Gheyi et al., 2012).

A sustentabilidade dos recursos hídricos, responsável pela segurança alimentar, requer uma vigilância contínua, compatibilizando informações e procedimentos de controle da disponibilidade e qualidade desse recurso (Paz et al., 2000).

POLUIÇÃO E ASSOREAMENTO DOS CORPOS D'ÁGUA

O desenvolvimento da região semiárida depende fundamentalmente da conservação da qualidade e quantidade da água acumulada. Nesse sentido os sedimentos carreados e depositados nos açudes do semiárido apresentam um grande potencial de deterioração quantitativo e qualitativo da água ofertada superficialmente. De fato, os reservatórios do semiárido conseguem regularizar apenas cerca de 40% da vazão afluente, "perdendo" 60% entre evaporação e extravazamento (Araújo, 2003).

Paz et al. (2000) afirmam que muito do volume perdido torna-se severamente degradado em sua qualidade, ao arrastar sais, pesticidas e elementos tóxicos do solo, motivo pelo qual, além da dificuldade de recursos hídricos adicionais, em muitos casos tem-se o uso não eficiente como causa da redução da disponibilidade e da qualidade.

A produção agrícola está diretamente relacionada com a aplicação de pesticidas e herbicidas. O seu uso gera, comumente, grandes problemas: estes produtos muitas vezes são tóxicos, e uma vez aplicados em grande quantidade e em áreas bastante extensas podem gerar sérios problemas de qualidade das águas superficiais e subterrâneas (Primel et al., 2005).

No semiárido brasileiro, é possível observar a ocorrência frequente de reservatórios eutrofizados, cuja água não se presta para maioria dos usos para os quais foi destinada (Datsenko et al., 1999). O comprometimento da qualidade da água para fins de abastecimento doméstico é decorrente de poluição causada por diferentes fontes, dentre elas efluentes domésticos, deflúvio superficial urbano e agrícola. Os poluentes resultantes do deflúvio superficial agrícola são constituídos de sedimentos, nutrientes, agroquímicos e dejetos animais (Merten & Minella, 2002).

A poluição das águas destinadas a irrigação poderá produzir efeitos indesejáveis na condução de uma cultura comercial, pois é possível a contaminação da população, através da ingestão dos alimentos que receberam a água contaminada (Mantovani et al., 2009) Para tanto, se faz necessária a redução do deflúvio superficial, bem como a redução do uso de agroquímicos (Merten & Minella, 2002).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Com base nas informações apresentadas nesta revisão vale destacar:

1-A agricultura irrigada tem grande potencial para contribuir para o desenvolvimento local sustentável e para produção de alimentos, no entanto, cabe considerar o manejo racional de água, especialmente no semiárido em função da sua escassez aliado à elevada taxa evaporativa;

2-A seleção do método e sistema de irrigação reflete diretamente no volume de água gasto, uma vez que cada método apresenta eficiência diferenciada conforme a relação água aplicada e consumida pela planta;

3-O grande desafio dos profissionais do setor primário nos próximos anos é conciliar a produção agrícola, pecuária, florestal e agroindustrial com os princípios de responsabilidade social e ambiental;

4-Os efeitos positivos da agricultura irrigada dependem principalmente das inovações tecnológicas; do saneamento básico e do uso racional de água e energia;

5-A adoção de práticas/técnicas adaptadas à realidade edafoclimática de uma região conduz ao sucesso da atividade agrícola, inclusive sob condições aparentemente desfavoráveis.

REFERÊNCIAS

ANA- Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2009, Brasília, DF, 203p

ANA- Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil 2011, Brasília, DF, 112p.

ANA- Agência Nacional de Águas. Conjuntura dos recursos hídricos no Brasil: informe 2012, edição especial, Brasília, DF, 215p.

Araújo, J. C. Assoreamento em reservatórios do semiárido: modelagem e validação, Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.8, n.2, 2003.

Coelho, E. F.; Filho, M. A. C.; Oliveira, S. L. Agricultura irrigada: eficiência de irrigação e de uso de água, Bahia Agríc., v.7, n.1, set. 2005.

Datsenko I. S.; Santaella, S. T.; Araújo, J. C. Peculiaridades do processo de eutrofização dos açudes da região semiárida. In: Congresso Brasileiro de Saneamento e Engenharia Ambiental, 20, Rio de Janeiro, 1999.

Faggion, F.; Oliveira, C. A. S.; Christofidis, D. Uso eficiente da água: uma contribuição para o desenvolvimento sustentável da agropecuária. Pesquisa Aplicada & Agrotecnologia, Brasília, DF, v.2, n.1, 2009, p 187-190.

Mantovani, E. C.; Bernardo, S.; Palaretti, L. F. Irrigação: princípios e métodos, 3º edição, Viçosa: Ed. UFV, 2009, 355p.

Merten, G. H.; Minella, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável, Porto Alegre, v.3, n.4, 2002.

Gheyi, H. R.; Paz, V. P. S.; Medeiros, S. S.; Galvão, C. O. Recursos hídricos em regiões semiáridas, 1º edição, Campina Grande, PB: Instituto Nacional do Semiárido, 2012, 258p.

Paz, V. P. S.; Teodoro, R. E. F.; Mendonça, F. C. Recursos Hídricos, agricultura irrigada e meio ambiente. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, PB, DEAg/UFPB, v.4, n.3, 2000, p.465-473.

Primel, E. G.; Zanella, R.; Kurz, M. H. S.; Gonçalves, F. F.; Machado, S.; Marchezan, E. Poluição das águas por herbicidas utilizados no cultivo do arroz irrigado na região central do RS, Brasil: predição teórica e monitoramento. Química Nova, v. 28, n.4, 2005.

Rebouças, A. C.; Braga, B.; Tundisi, J. G. Águas doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação, 3º edição, São Paulo, Ed. Escrituras, 2006, 748 p.

Nóbrega, I.N.S.F. Crescimento e desenvolvimento da fruticultura irrigada no vale do São Francisco. 2004. 59p. Monografia (Curso de Ciências Econômicas) Universidade Católica de Pernambuco, Recife, 2004.

RECURSOS HÍDRICOS TRANSFRONTEIRIÇOS E A GESTÃO PARTILHADA NA BACIA DO NILO AFRICANO[1]

Clecia Simone Gonçalves Rosa Pacheco[2]
Elieth Oliveira Brandão[3]
Farnézio de Castro Rodrigues[4]
Germana Karla de Lima Carvalho[5]

Resumo

Este trabalho versará sobre *Os recursos hídricos transfronteiriços e a gestão partilhada na bacia do Rio Nilo, na África,* bem como, abordará sobre a água como sendo o elemento primordial para a independência humana de qualquer nação. Os recursos hídricos transfronteiriços provocam interdependência hídrica, não se limitando as fronteiras nacionais, mas integrando diferentes usuários dentro de um sistema partilhado. Administrar essa interdependência constitui um formidável desafio para a comunidade internacional nos dias atuais. Tal pesquisa tem como objetivo compreender a realidade hídrica da bacia do Rio Nilo, traçando uma caracterização histórica, geográfica e socioambiental da área, discutindo os conflitos transfronteiriços que emergem atualmente nos países pertencentes a essa bacia. Trata-se de uma abordagem qualitativa, com caráter bibliográfico, onde se buscou referendar em qualificados pesquisadores para discorrer sobre o Estado da Arte dessa temática, alem de dar uma ênfase ao contexto histórico visando (re) conhecer que as origens dos conflitos atuais são meros resquícios de uma geopolítica colonizadora. Portanto, mediante interpretação das literaturas elencadas, é possível afirmar que uma gestão integrada dos recursos hídricos pode conduzir a um equilíbrio entre estes usuários, e é possível que os países possam gerir os recursos hídricos como se estes fossem um bem nacional.

Palavras-chave: Territórios; Corpos Hídricos; Gestão Integrada.

INTRODUÇÃO

A água constitui o ponto fulcral da independência humana de qualquer nação. Trata-se de um recurso partilhado de grande relevância para desenvolvimento agrícola, industrial e socioambiental. Atualmente, surgem algumas alterações na gestão integrada dos recursos

[1] Trabalho apresentado ao Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental do Instituto Tecnológico de Pernambuco (Itep), na disciplina Qualidade das Águas, sob a orientação da Dra. Hélida Karla Philippini.

[2] Aluna do Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental (Itep); Doutoranda em Educação (UCSF/AR); Mestre em Ciências da Educação (UI/Lisboa/PT); Geógrafa, escritora e docente do IF Sertão – PE (*Campus* Petrolina). E-mail: clecia.pacheco@ifsertao-pe.edu.br

[3] Aluna do Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental (Itep); Bióloga; Especialista em Fruticultura Tropical Irrigada (UNEB) e Assistente em Administração do IF Sertão – PE (*Campus* Ouricuri). E-mail: elieth.brandao@ifsertao-pe.edu.br

[4] Aluno do Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental (Itep)Tecnólogo em Fruticultura Irrigada (IF Sertão - PE), com estágio curricular na empresa *Amazon Produce Network, L.L.C.* (New Jersey-USA). Funcionário administrativo do IF Sertão – PE (*Campus* Ouricuri). E-mail. farnesio.castro@yahoo.com.br

[5] Aluna do Programa de Mestrado em Tecnologia Ambiental (Itep); Bióloga e docente do IF Sertão – PE (Campus Petrolina), atuando nas áreas de Meio Ambiente, Entomologia e Ecologia Aplicada. E-mail: germana.carvalho@ifsertao-pe.edu.br

hídricos, constituindo novas iniciativas de políticas adotadas a nível mundial e, na África, não tem sido diferente. A gestão integrada dos recursos hídricos não está limitada às fronteiras nacionais, mas inclui bacias compartilhadas por mais de um estado ou país.

Partindo dessa premissa, a presente pesquisa tem como objetivo compreender a realidade hídrica da bacia do Rio Nilo, traçando uma caracterização histórica, geográfica e socioambiental da área, discutindo os conflitos transfronteiriços que emergem atualmente nos países pertencentes a essa bacia. É de natureza qualitativa, com caráter bibliográfico, onde se buscou referendar em renomados pesquisadores para discorrer sobre o Estado da Arte dessa temática, alem de dar uma ênfase ao contexto histórico visando (re) conhecer que as origens dos conflitos atuais são meros resquícios de uma geopolítica colonizadora.

É crucial discorrer que a disputa pela posse da água nos territórios podem gerar conflitos, colocando em confronto os governantes com opções que terão repercussões ao nível da equidade, do desenvolvimento humano e da redução da pobreza. Infelizmente, mesmo sendo uma realidade gritante nos dias atuais a questão da equidade da água, ainda não há nenhuma estrutura institucional equivalente que regule os caudais de água que atravessam fronteiras, provocando assim inúmeras implicações, tanto de cunho ideológico, geopolítico e econômico.

Portanto, à medida que a água for escasseando relativamente à procura, à competição transfronteiriça pela partilha de todos os tipos de recursos hídricos também irá aumentar. Sem uma política eficaz de gerenciamento partilhado, capaz de responder a estas questões transfronteiriças, esta competição poderá conduzir a conflitos, com prejuízos incalculáveis.

1. BREVE REVISÃO DE LITERATURA

A revisão de literatura é a parte primordial na construção de um trabalho cientifico, sendo que trata da fundamentação teórica do mesmo, ou seja, é quando se utiliza de renomadas literaturas de abordam acerca da temática escolhida para discussão. Sendo assim, a revisão não pode ser constituída apenas por referências ou sínteses dos estudos feitos, mas por discussão crítica do “estado atual da questão”.

Os recursos hídricos partilhados constitui uma vertente cada vez mais importante na geopolítica mundial, se tornando a base de sustentação da interdependência hidrológica

de milhões de pessoas. Rios, lagos, aquíferos e áreas úmidas e subúmidas internacionais integram sociedades dicotomizadas por fronteiras internacionais.

Dessa maneira, quando os acordos entre os Estado – Nações não são ponderadas, é possível que ocorram além de problemas econômicos, conflitos sociopolíticos, podendo apontar como causas, as poluições, distribuição desigual e dificuldade de acesso à água, direitos de navegação, controle de inundações, construções de hidrelétricas ou barragens, dentre outros. Por conta disso, é primordial identificar as causas de um conflito para compreendê-lo e, visando nesse sentido, estabelecer mecanismos de cooperação entre os sujeitos envolvidos. (ZACARELI; GARCIA, 2012).

De acordo com Riva (2002, p. 42), "no ano 2000, 62% da população africana tinha acesso a um melhor abastecimento de água. Ainda assim, os habitantes das áreas rurais dedicam muito tempo à busca de água, e 28% da população mundial sem acesso a um melhor abastecimento de água vivem na África".

Ainda na concepção de Riva (2002, p. 45):

> O abastecimento deficiente de água e saneamento provoca taxas elevadas de doenças associadas à água, tais como ascaríase, cólera, diarréia, dracunculose, disenteria, infecções oculares, verminoses por ancilóstomos duodenais, escabiose (sarna), esquistossomose e tracoma. Aproximadamente três milhões de pessoas na África morrem anualmente em consequência de doenças associadas à água. Em 1998, 72% de todos os casos de cólera registrados no mundo ocorreram na África.

Assim sendo, o abastecimento deficiente de água e a falta de saneamento público provoca a contaminação de águas superficiais e subterrâneas, com efeitos subsequentes em comunidades vegetais, animais e humanas, colocando em risco, as condições pacíficas entre nações. Na África, os *habitats* de áreas úmidas cobrem cerca de 1,2 milhão de quilômetros quadrados, contudo, estas áreas também já se encontram ameaçadas tanto pela poluição como pela adequação de terras. (RIVA, 2002).

A questão que não quer calar é: as águas do Nilo pertencem a quem de fato e de direito? Como gerir os conflitos inerentes ao uso das águas dessa bacia? Como dividir com equidade a água dessa bacia aos países banhados por esse rio e seus afluentes?

No passado colonial, vários acordos foram firmados, geralmente beneficiando a quem os criou. O tratado bilateral de 1929 foi bastante dicotômico com relação aos recursos hídricos dessa bacia, onde o Egito já independente e, a Inglaterra, agindo em beneficio do Sudão e das outras colônias do entorno do Lago Vitória, assinaram um acordo de Direito sobre a Água do Nilo. Esse acordo previa que toda a vazão da estação seca era

de direito do Egito e ainda dava poderes ao Cairo de vetar qualquer projeto de desenvolvimento desta bacia. (RIVA, 2002).

O Sudão ficou independente em 1959, e junto com o Egito resolveram assinar um acordo que deu a ambos, o poder de "utilização plena das águas do Nilo". Tal acordo previa que da vazão anual do rio, de cerca de 84 bilhões de m³, o Egito teria o direito a 55 bilhões e o Sudão a 18,5 bilhões. Portanto, os países localizados rio acima não foram contemplados com nenhum percentual hídrico. (Reportagem: [*Battle for the Nile as rivals lay claim to Africa's great river*]. *De The Guardian*, 2010.).

Portanto, com a divisão das cotas d'água entre Egito e Sudão, fica notória a complexidade que é a partilha equitativa do volume de água do rio Nilo entre os países banhados por ele, ficando obvio como Egito e Sudão sempre procuraram se sobressair nos acordos de maneira maquiavélica, sinalizando assim, a prerrogativa dos acordos preconizados no pretérito colonial da África.

1.1 Bacia do Rio Nilo: conflitos ou cooperações? Uma visão paradigmática

A dinâmica das relações de conflitos ou cooperações na bacia do rio Nilo podem gerar discussões de âmbito local, regional e global, tendo em vista que, trata-se de uma bacia de grande importância para os países que a utilizam e por sua dimensão transfronteiriça. Por conta disso, faz-se necessário maior conhecimento acerca desta dinâmica, para melhor entender as relações entre os atores envolvidos de maneira direta ou não, na gestão compartilhada de tal bacia, que perpassa fronteiras políticas e geográficas, sinalizando a urgência de uma gestão hidropolítica de qualidade.

Na óptica de Newson (1997) Apud Zacareli e Garcia (2012), o rio Nilo cobre cerca de um décimo do continente africano e, as dimensões deste não apresentam necessariamente os problemas de sua gestão, entretanto, o seu curso de estende por zonas climáticas, pela soberania de onze Estados e, ainda converge com fronteiras raciais e religiosas. Dessa maneira, é quase inevitável a ocorrências de embates, nem que seja de cunho ideológico-territorial. A bacia do Nilo banha cerca de onde países que são dependentes diretamente de suas águas: Burundi, Egito, Eritreia, Etiópia, Quênia, República Centro-Africana, Republica democrática do Congo, Ruanda, Sudão, Tanzânia e Uganda.

Cerca de 150 milhões de pessoas vivem na área banhada pela Bacia Hidrográfica do Nilo, isto é, um sistema hídrico que liga os 96% de egípcios que habitam no Vale e no

Delta do Nilo aos povos que residem nas terras montanhosas da Etiópia e do Norte do Uganda, entre outros países. A água e os sedimentos, sobretudo provenientes da Etiópia, tornaram habitável uma longa faixa de deserto e têm sustentado o Delta do Nilo. (JORDÂNIA, 2006).

Assim, a água partilhada pode gerar notáveis situações de competição, causando rivalidades entre ribeirinhos que lutam pela água que partilham. Levando em consideração a importância da água para o desenvolvimento nacional, cada país tem o seu próprio esquema nacional para a utilização de um rio internacional. O ponto de partida para que se possa avaliar uma possível cooperação hídrica terá de passar pelo reconhecimento de que os países soberanos têm obviamente o seu próprio esquema racional e legítimo, no entanto, não devem retirar proveito dos recursos hídricos em detrimento da escassez de outros.

Na concepção de Jordânia (2006, p. 17), "uma das mais importantes facetas da gestão dos recursos hídricos transfronteiriços é a soberania dos estados". Na ausência de uma legislação especifica cada Estado age de acordo com suas concepções soberanas e seus próprios interesses, ignorando até o respeito necessário entre territórios fronteiriços. Um exemplo disso é a realidade de bacia do Nilo.

Dos onze países que partilham o Nilo, cinco deles incluem-se entre os mais pobres do mundo. Qualquer um dos onze considera os recursos do Nilo como cruciais para a sua sobrevivência. Numa situação em que não haja cooperação, isto poderá constituir uma fonte de conflito e de insegurança. Mas a gestão cooperativa contribui para a partilha de benefícios por toda a bacia hidrográfica e ajuda a prevenir situações de risco. Esta cooperação pode identificar maneiras de reduzir as perdas decorrentes das inundações, de explorar o potencial de energia hidroelétrica e de irrigação e de conservar um ecossistema que se estende do Monte Heha, até o Mediterrâneo. (JORDÂNIA, 2006).

Se expandirmos nossa visão mais longe do que as fronteiras nacionais, poderemos constatar que a sub-bacia nos oferece uma perspectiva mais alargada das possíveis opções de cooperação. Um exemplo disso é a sub-bacia do rio Kagera, integrada no sistema fluvial do Nilo e partilhada pelo Burundi, Ruanda, Tanzânia e Uganda. Esta é a principal fonte de água que alimenta o Lago Vitória e o Nilo Branco, além disso, os depósitos de aluvião, os pântanos, as florestas e a fauna da bacia constituem um

ecossistema que tem sido oprimido por grande pressão por conta da crescente densidade humana.

Alguns problemas atuais como, poluição da água doce e de águas subterrâneas tem sido uma preocupação crescente em diversos territórios, limitando ainda mais o acesso à água potável, mas, no entanto, a questão crucial hoje é o gerenciamento equitativo dos recursos hídricos, para evitar a eclosão de conflitos geopolíticos entre regiões e países. Portanto, as Nações Unidas preveem que o acesso à água talvez seja uma das principais causas de conflito e guerra na África, nos próximos 25 anos. Em 1991, o Egito advertiu: “Sem Gestão dos Recursos Hídricos, o futuro será um lugar devastado e poluído, árido, com escassez de comida e de outros recursos vitais”.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

Na óptica de Triviños (1992, p. 96): "Qualquer que seja o ponto de vista teórico que oriente o trabalho do investigador, a precisão e a clareza são obrigações elementares que deve cumprir na tentativa de estabelecer os exatos limites do estudo". Embasada em tal afirmação tentar-se-á nesse trabalho obter o maior rigor metodológico possível, a fim de seguir o referencial metodológico que fundamenta este trabalho.

Os procedimentos metodológicos desse trabalho serão norteados por uma abordagem qualitativa, que permite uma analise minuciosa e fiel dos pressupostos elencados nos objetivos específicos dessa pesquisa e, no que tange ao delineamento da pesquisa esta possui um caráter bibliográfico, onde se fundamenta em materiais já elaborados, se constituindo principalmente de livros e artigos científicos. (GIL, 2007).

Portanto, a análise e discussão dos resultados serão feitas, buscando atender aos objetivos da pesquisa e visando comparar e confrontar as informações obtidas nos diversos referenciais científicos discorridos nesse trabalho, objetivando confirmar os pressupostos iniciais elencados nesse trabalho.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Se partirmos da premissa do volume de água existente no continente africano, é possível considerarmos que a África é rica em recursos hídricos, entretanto, existem inúmeras especificidades a ser analisado o que torna deficitária a equidade hídrica per capita nesse continente dada à densidade populacional do mesmo.

Um exemplo disso é a região norte do continente africano, onde encontramos o deserto do Saara, o maior deserto do mundo e, imediatamente abaixo o Sahel, uma região

semiárida que estabelece a fronteira entre as duas regiões ecológicas, a desértica ao norte e savana ao sul. É possível mencionar também outras regiões semidesérticas que estão localizadas na África Oriental e África Austral. Sendo assim, a disponibilidade de recursos hídricos nestas regiões é bastante limitada e, é por conta dessa realidade que é imprescindível a gestão integrada dos recursos hídricos nessa região. (CASCÃO, 2010).

É indispensável enfatizar que, do ponto de vista geopolítico, a bacia do Nilo fica no nordeste africano, junto à região chamada de Chifre da África, e próxima ao Oriente Médio. É uma área que recebe especial atenção internacional devido a sua vulnerabilidade de paz, visto que os conflitos que possam emergir nessa área podem espalhar instabilidade política, social e econômica para áreas fronteiriças. (TATEMOTO, 2011).

Sinteticamente, os países da bacia do rio Nilo se mantêm em uma situação que representa a continuidade de conflitos históricos, mas segundo o Relatório de Desenvolvimento Humano das Nações Unidas de 2006, dedicado exclusivamente às questões dos recursos hídricos, a "crise da água" pode ser ultrapassada e os conflitos hídricos podem ser prevenidos ou resolvidos se as autoridades nacionais, locais e internacionais se empenharem em práticas de "boa governança hídrica". (CASCÃO, 2010, p. 191).

Portanto, a maneira como cada país se comporta mediante aos interesses antagônicos associados à gestão partilhada dos recursos hídricos escassos a nível mundial, tem incontáveis implicações nos índices de desenvolvimento humano, econômico e sociambiental dentro das fronteiras desses países. No entanto, a ausência de conflitos, sinaliza um indicio de boa cooperação hídrica.

4. CONCLUSÕES

A análise dos conflitos hídricos perpassa mais pela sua estrutura do que propriamente pelas suas causas, ou seja, há que levar em consideração idiossincrasias históricas, culturais, étnicas e mesmo políticas quando se estuda os conflitos hídricos. Assim, conciliar as crescentes demandas humanas por água com a preservação dos ecossistemas hídricos será indubitavelmente um dos mais difíceis de alcançar pelas sociedades humanas no século XXI. A resposta a este desafio terá sempre que passar pela conciliação de várias estratégias, designadamente o aumento da produtividade e eficiência da exploração de recursos hídricos, a instituição de mecanismos de controlo

da procura humana de água, e a garantia dos volumes de água necessários para que os ecossistemas procedam à sua autogestão.

Esta pesquisa não tem cunho conclusivo, nem a pretensão de esgotar as fontes de pesquisa e nem de traçar qualquer prevenção futurística. Entretanto, o contexto presente sinaliza para o agravamento da situação de conflito latente no Nilo, reforçada inclusive pelas afirmações dos autores consultados nesse trabalho, mediante a realidade hídrica desse continente.

Se por ventura houver um enfrentamento militar significativo, será a primeira grande "guerra por água" da história. Porem, se o Egito flexibilizar seus critérios de negociação com os países a montante será uma grande evidência de que é mais lucrativa a gestão compartilhada dos recursos hídricos, frente à possibilidade de manutenção de estabilidade, a partir da cooperação em uma questão de segurança e sobrevivência nacional. Portanto, os desdobramentos do conflito por águas no Nilo estarão presentes, possivelmente, em muitos debates teóricos das relações hídricas transfronteiriças.

REFERÊNCIAS

CASCÃO, Ana Elisa. Água: um recurso estratégico no continente africano. Anuário das Relações Exteriores. JANUS 2010. Disponível em: <http://www.janusonline.pt/popups2010/2010_3_5_6.pdf >. Acesso em: 19 dez. 2012.

GIL, A. C. Como elaborar projeto de pesquisa. 3. Ed. São Paulo: Atlas, 2007

JORDÂNIA, Rainha Noor da. Gestão dos recursos hídricos transfronteiriços. Relatório do Desenvolvimento Humano. 2006. Disponível em: <http://www.hdr.undp.org/en/media/07-Chapter6_PT1.pdf >. Acesso em: 21 dez. 2012.

Reportage: [*Battle for the Nile as rivals lay claim to Africa's great river*]. *De The Guardian*, 2010. Disponível em: <http://arcadenoe.eco.br/profiles/blogs/nove-paise-africanos-disputam >. Acesso em: 21 dez. 2012.

RIVA, Dario. Estado do Meio Ambiente e Retrospectivas Políticas: 1972-2002. Cap. 2. UNEP, Italy: Still Pictures. 2002. Disponível em: <http://www.wwiuma.org.br/geo_mundial.../cap2_%20aguadoce.pdf . Acesso em: 21 dez. 2012.

TATEMOTO, Leticia Caroline Barche. Poder e conflito em bacias hidrográficas internacionais. (Dissertação de Mestrado). Pontífica Universidade Católica de Minas Gerais. Minas Gerais, 2011. Disponível em: <http:www.biblioteca.pucminas.br/teses/RelInternac_TatemotoLC_1.pdf>. Acesso em: 26 dez. 2012.

TRIVIÑOS, A. N. S. Introdução à pesquisa em ciências sociais: a pesquisa qualitativa em educação. São Paulo: Atlas, 1987.

ZACARELI, Murilo Alves; GARCIA, Tatiana de Souza Leite. Recursos Hídricos Transfronteiriços e Relações Internacionais: o Caso da Bacia do Rio Nilo. Anais do VI Encontro Nacional da ANPPAS. Belém/PA – Brasil, 2012. Disponível em: <http://www.semina**rio**pos2012.abri.org.br/arquivo/download?ID...509 >. Acesso em: 23 dez. 2012.

A TRANSIÇÃO URBANA NO MUNICÍPIO DE VITÓRIA DE SANTO ANTÃO

Universidade Federal de Pernambuco – UFPE/DCG,
Av. Prof. Moraes Rego, 1235 – Cidade Universitária,
Cep: 50670-901, Recife/PE-Brasil.

CleitienePessôa dos Santos[1]
Enatielly Rosane Goes[1]
Alcione Santana da Silva[1]

1 Graduandas em Geografia pela Universidade Federal de Pernambuco.
E-mails: cleittiene_@hotmail.com; enatielly.rosane@gmail.com;
alcione.geografia@gmail.com

Resumo: Muitas cidades vêm sofrendo com os problemas causados pela falta de planejamento urbano, desde o princípio histórico, cujo povoamento começou a partir do leito do rio, pela sua fertilidade, aos problemas acarretados pelo atual crescimento econômico de um município da Mata Pernambucana. A cidade de Vitória de Santo Antão sofre como tantas outras com a falta de planejamento urbano, sendo assim, têm ocorrido prejuízos com algumas reformas no aspecto socioeconômico refletindo diretamente no seu aspecto urbano. Este ato gera transtornos até hoje, pois uma chuva por algumas horas de duração inunda todo o centro da cidade, fazendo com que haja prejuízos no comércio local. Atitudes antigas – como o aterro de um afluente do rio Tapacurá, para dar origem a Avenida da cidade - refletem no espaço urbano até hoje. Agora estão sendo acrescidos aos problemas atuais, ambos em prol do crescimento econômico e fazendo transformações no meio. A partir disto, o objetivo deste trabalho é mostrar a transição econômica da cidade associada às dificuldades urbanas nela existentes. Buscou-se fazer uma evolução dos problemas urbanísticos e indicar duas possíveis soluções, desde o princípio histórico até os dias atuais correlacionando com o desenvolvimento econômico da região.

Palavras-chaves: Planejamento Urbano, Cidade, Mata Pernambucana

Resumen: Muchas ciudades han sufrido los problemas causados por la ausencia de planificación urbana desde el comienzo histórico, cuyo asentamiento se inició desde el lecho del río por su fertilidad, a los problemas causados por el actual crecimiento económico de una condado de la Mata Pernambucana. La ciudad de Vitoria de Santo Antão sufre como muchas otras con la falta de planificación urbana, siendo así, pérdidas han ocurrido con algunas reformas en el aspecto socioeconómico que refleja directamente en su aspecto urbano. Esta acto crea trastornos aún hoy, porque una lluvia durante unas pocas horas de duración las inundaciones sumergem todo el centro de lo condado causando daños a los negocios locales. Las actitudes antiguas, como relleno de un afluente del río Tapacurá, para dar fuente a la avenida de la ciudad, reflejar el espacio urbano actual. Ahora están que se añade a los problemas actuales, tanto en aras del crecimiento económico y hacer cambios en el medio. De esto, el objetivo de este trabajo es mostrar la transición económica de la ciudad asociada a los problemas urbanos en la zona. Hemos tratado de hacer una evolución de los problemas urbanos e indicar dos posibles soluciones, desde el principio hasta el día de hoy en correlación con el desarrollo económico de la región.
Palabras claves: Planificación urbana, Ciudad, Mata Pernambucana

INTRODUÇÃO

O presente artigo buscou analisar e interpretar os problemas urbanos no Município de Vitória de Santo Antão. Discriminou-se o crescimento dos problemas no decorrer do tempo, procurou-se uma explicação histórica para os atuais problemas no Município. Isto posto, evidenciou-se o meio físico relacionando-o ao socioeconômico utilizando como instrumento a dialética histórica como principal fonte de respostas para os atuais acontecimentos e possíveis agravamentos destes.

MATERIAL E METÓDOS

Através da pesquisa qualitativa, buscou-se estabelecer um paralelo entre o desenvolvimento econômico e os danos a cidade pesquisada. Baseamos-nos no livro

"Águas de Chuva", que aborda uma proposta sobre o ideal sistema pluvial urbano, em casos como o de Vitória de Santo Antão, onde o leito do rio corta o centro municipal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

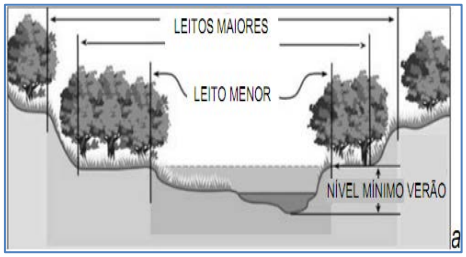
O processo de colonização do município de Vitória de Santo Antão se deu entre dois eixos, Matriz e Livramento, que são os pontos de elevação da bacia hidrográfica e onde passava um riacho afluente do Rio Tapacurá. Neste contexto de crescimento, na depressão onde se localizava, o riacho foi aterrado para nascer à maior e principal avenida da cidade. Segundo Botelho (1998), "[...] rios e riachos sempre têm enchentes periódicas. Só ocorrem inundações quando a área natural de passagem da enchente de um rio foi ocupada para conter uma avenida (avenida de fundo de vale) ou ocupada por prédios".

Com o avanço da urbanização, o espaço se transforma obtendo a retirada considerável parte de sua vegetação (que a protegia da ação erosiva das águas pluviais); abrir ruas, fazendo-se cortes e aterros; criar *plateu* para as edificações; edifica nos lotes; pavimenta ruas e coloca habitações nas áreas.

Os sistemas de recursos hídricos localizados no contexto das cidades, também chamados de águas urbanas, correspondem a uma parte integrada de gestão dos recursos hídricos, composto pelos sistemas de mananciais, de abastecimento, de saneamento (coleta e tratamento), de drenagem urbana e o manejo das inundações (UNESCO, 2005).

Os leitos de escoamento hídrico não são fixos e apresentam diferentes delimitações de acordo com a vazão e o volume a ser escoado, independentes da ocorrência da urbanização. Buscando facilitar o entendimento dos regimes de não permanência de um dado recurso hídrico, hidrólogos têm representado os limites de um corpo hídrico pelos seus leitos menor e maior, conforme ilustra as figuras 1 e 2, diferentes cortes topográficos natural e urbano, respectivamente.

Figura 1 – Perfil esquemático topográfico dos leitos naturais de um corpo hídrico.



Fonte: ZAPE geodados IBGE.

Figura 2 – Perfil esquemático topográfico dos leitos urbanizados de um corpo hídrico.



Fonte: ZAPE geodados IBGE.

Comparou-se, a partir das figuras 1 e 2, a forma natural do leito dos rios e como o homem apropria-se do mesmo, então de forma analítica se pôde compreender porque as áreas ribeirinhas são as mais afetadas.

As imagens 1 e 2 mostram a realidade da cidade e faz com hajam grandes perdas locais em Vitória de Santo Antão.

Imagem 1 – Enchente em Vitória de Santo Antão, 2010.



Fonte: http://www.avozdavitoria.com

Imagem 2 - Vazante normal do Rio Tapacurá – Vitória de Santo Antão, 2013.



Fonte: Cleitiene Pessôa

A primeira imagem foi em 18/06/2010 quando ocorreu a ultima grande enchente do Município. Já a segunda foto foi tirada em 11/03/2013 e faz comparações do leito no período de enchente e a outra no seu período normal. Trás as ocupações irregulares existentes nos leitos do Rio Tapacurá que tem sua maior drenagem pertencente ao Município de Vitória de Santo Antão:

> [...] Sua área de drenagem é de 470,5 km2 e abrange seis municípios, sendo que 38,6% localizam se em Vitória de Santo Antão e 31,2% em Pombos, 19,8% em São Lourenço da Mata, 4,3% em Gravatá, 3,3% em Moreno e 2,8% em Chã Grande. (CPRM).

Levando-se em consideração esses dados que explicam de maneira quantitativa a imagem e faz dela um referencial moderno para o crescimento econômico e urbano da cidade, desde sua principio de povoamento que iniciou-se nas áreas férteis do leito do rio Tapacurá, registrado numa marca histórica do povoamento interiorano do Brasil, que foi com a migração do gado para o interior em busca de pastagens, abrindo caminhos para os senhores donos do engenho que monopolizaram a monocultura na região.

Segundo Botelho (1998), existem duas alternativas cabíveis para esse tipo de situação uma projeção urbanística ou adaptar o meio em prol da urbanização, porém, a criação de infraestruturas para esse tipo de situação tem custos muito altos. Existe também aquela cultura de Município interiorano em não modificar, pois, a aspecto urbanístico se limita a praças, escolas e Postos de Saúde. Por outro lado, tem as pessoas que não querem sair do leito do rio por ser mais perto do centro, por ter um comércio ou com o intuito de vender as casas doadas pela prefeitura e voltar a habitar os leitos do rio Tapacurá. Sendo assim, não se pode limitar a pesquisa aos aspectos físicos, mas também levar em consideração a cultura estabelecida no local. Há três alternativas que fazem parte do modelo urbano, que dependem diretamente do modelo adotado:

> Alternativa A – Projetar-se um tipo de urbanização que "respeite" as características topográficas e geológicas da área, resultado que, com pequenas obras de correção e direcionamento, se evitem danos maiores.
> Alternativa B – Adotar-se um tipo de urbanização sem atender às características naturais do terreno e ao mesmo tempo fazer-se custosas obras de proteção (muros de arrimo, complexo sistema pluvial, canalização de córregos). As consequências não são danosas, mas o custo das obras é vultoso.
> Alternativa C – Adotar-se um tipo de urbanização sem atender às vocações do terreno, não se fazendo as obras de contenção. As consequências nessa alternativa serão danosas e também perigosas. Os custos das futuras obras de recuperação serão altos e, quase sempre proibitivos. (BOTELHO, 1998)

No Brasil têm as três alternativas, mas se sabe que a "Alternativa C" prevalece no país, e Vitória de Santo Antão faz parte da maioria e com as sucessivas enchentes o Governo do Estado tem liberado verba para a reconstrução e subsídio das áreas atingidas. Com isso, a solução adotada pelo Estado foi a criação de barragens, para o controle de enchentes da Mata Sul, como diz o panfleto entregue pelo ITEP (Instituto de Tecnologia de Pernambuco) como esclarecimento dos objetivos das obras.

> O Governo de Pernambuco realizou estudos com o objetivo de identificar uma solução estruturadora e definitiva para proteger a população e a economia das cidades atingidas pelas enchentes. A ideia é conter as cheias e proporcionar melhorias, modificando a situação econômica da população e dos Municípios da Zona da Mata Sul. (ITEP)

A princípio, buscou-se utilizar a dialética histórica procurando explicar a origem doas problemas urbanos do Município e com o decorrer do trabalho, observaram-se as possibilidades e as alternativas para o problema, enfatizando também o aumento desses problemas com a transição econômica e ocupacional existente no local.

Atualmente, estão chegando diversas empresas multinacionais para a cidade trazendo problemas. Por exemplo, existe uma grande quantidade de carros, falta de sinalização e construções de empresas no leito maior ou menor do Rio Tapacurá.

Finalmente, chegou-se a algumas possibilidades de saídas, o que já está ocorrendo graças à criação de barragens, com a parceria entre o Governo do Estado com o ITEP.

CONCLUSÃO

Durante o processo de construção do artigo, observou-se a transição econômica, associada às dificuldades urbanas e suas respectivas soluções, obtendo-se os resultados já mencionados, reconhecendo-se o convênio entre o Governo do Estado e o ITEP como uma das soluções. Houve algumas dificuldades durante a coleta de dados, contudo o principio de questionamento foi respondido a partir da prática da pesquisa, primeiramente de forma indutiva, os questionamentos foram analisados e compreendidos.

REFERÊNCIAS

BARAT, J**. Introdução aos Problemas Urbanos Brasileiros**. Rio de Janeiro: Editora Campus, 1979.

BOTELHO, M. H. C. **Águas de Chuva**. São Paulo: Edgard Blücher, 1998.
Instituto de Tecnologia de Pernambuco (ITEP). In:____.Brasil, 1942. Disponível em: < www.**itep**.br/> Acesso em: 1 de mar. 2013.

MINAYO, M. C. S. **Pesquisa Social**. Petrópolis: Vozes, 1994.

OWEN, W. **O Caos Motorizado**. São Paulo: Bloch, 1971.

Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura (***UNESCO***). In:____. Mundial, 1945. Disponível em: < www.**unesco**.org/> Acesso em: 27 de Fev. 2013.

Serviço Geológico do Brasil (órgão federal oficial). Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais. In:____. **Atlas Digital Dos Recursos Hídricos Subterrâneos do Estado de Pernambuco.** Brasil, 1969. Disponível em: <http:// www.cprm.gov.br>. Acesso em: 1 mar. 2013.

ÁGUA E SAÚDE: NOS DISTRITOS DO PORTO DE SUAPE-PE

Cybelle Fernanda Martins

Acadêmica de Graduação em Enfermagem- Universidade Federal de Pernambuco

belifernanda@hotmail.com

Greciele Joelen Ribeiro de Luna Cavalcante

Acadêmica de Graduação em Geografia-Universidade de Pernambuco

greciele_cavalcante@hotmail.com

Resumo

A falta de cuidado com água faz com que uma fonte que deveria ser de saúde torne-se um meio de grande contaminação. O objetivo deste trabalho é analisar as mudanças ocorridas em Suape-Pe para verificar se com aperfeiçoamento deste porto está se tendo uma melhoria nas condições de vidas da população que residente nestas localidades e se as doenças por falta de infraestruturas continuam persistindo e se sugiram novas doenças. Foram realizadas primeiramente pesquisas de como se deu o processo de urbanização no entorno do complexo do porto de SUAPE-PE o que acarretou o crescente aumento das migrações para estas localidades e os tipos de doenças presente nesta região. Pode-se concluir que faz necessário planejamento por parte do Governo do Estado de Pernambuco nesta localidade já que este processo de urbanização desenfreada vem acarretando vários tipos de doenças e causando a degradação do meio ambiente.

Palavras-chave: doença, água, população.

INTRODUÇÃO

A ocupação de forma desorganizada, sempre condicionou em mudanças ao meio ambiente. Sendo muitas vezes desastrosas e contribuindo para rresugencia de doenças. No Brasil este fato é bastante alarmante, já que a forma dos espaços geográficos se deu de forma desorganizada, contribuindo assim, para vários casos de doenças. Isto acontece principalmente pela falta de manejo dos recursos hídricos juntamente com o acumulo de lixo contribuindo assim, para proliferação de doenças.

Então observando estes fatos foi desenvolvido um trabalho no Complexo portuário de Suape. Já que este possui uma localização estratégica para o desenvolvimento da região Nordeste, porém isto não quer dizer que este desenvolvimento só acarretará pontos positivos para população que vem a residir nesta localidade. È bastante presente nesta localidade habitação inadequada, renda precária em conjunto com a dificuldade de acesso ao serviço de saúde, contaminação ambiental, saneamento precário favorecem a instalação e propagação de doenças.

A má utilização da água juntamente com a poluição dos corpos hídricos é um dos principais contribuidor para proliferação de novos agentes etiológicos, proporcionando alterações de comportamento de doenças já conhecida pela sociedade. Segundo, a Secretaria do Estado de Pernambuco foi realizada um levantamento de dados entre 2001 e 2008 no entorno do Complexo portuário de Suape e identificou as doenças como dengue, esquistossomose, leptospirose, entre outras (OLIVEIRA, 2010).

A dengue é uma doença causada por vírus do gênero flavivirus. Transmitida pela fêmea do mosquito Aedes aegypti, as quais são hematófagas, ou seja, se alimentam de sangue. Suas ocorrências acontecem durante o dia, e o dengue que antes só se reproduzia em água limpa, apresenta atualmente, resistência para viver em locais não propícios. Tornou-se uma endemia de grande problema para a saúde pública e vigilância sanitária. E com a implantação da refinaria, o fluxo de pessoas cresce a cada dia, juntamente com a desordem e condições inóspitas para a comunidade (OLIVEIRA,2010).

A esquistossomose é uma verminose comum na área rural, porém foram detectados casos em áreas urbanas, principalmente nas populações que moram nas periferias, onde a infraestrutura é precária deixando a população a mercê destas doenças. É causada pelo verme platelminto Schistosoma mansoni, cujas formas adultas vivem nas veias do fígado e do intestino humanos. Seu ciclo é basicamente a liberação de ovos pela fêmea na água> desenvolvimento do miracidio nos hospedeiros intermediários, o caramujo> liberação da cercaria pronta para infectar o homem. A doença pode ser encontrada nestes polos industriais, pois a população que vem em busca de melhores condições vivem em locais próximos a rios, tornando facilmente susceptível ao verme (NEVES).

A leptospirose é uma doença infecciosa causada por bactérias do gênero leptospira, que se hospedam em grande variedade de animais e nos humanos. O animal libera a leptospira pela urina ao longo de toda a sua vida, contaminando água e solo. A falta de saneamento básico, o clima e áreas sujeitas à inundação podem ser ambientes favoráveis para que o vetor se dissemine. Com a industrialização da cidade são construídas avenidas de concreto, a qual dificulta a absorção da chuva, ocorrendo alagamento das áreas e a deixar propicio o aumento da doença (OLIVEIRA,2010)

Então é necessário analisar as mudanças ocorridas nos entornos do complexo estuário do porto Suape-Pe para verificar se com aperfeiçoamento deste porto está se tendo uma melhoria nas condições de vidas da população que residente nestas localidades e se as doenças por falta de infraestruturas continuam persistindo e se sugiram novas doenças.

MATERIAIS E METODOS

Foram realizadas primeiramente pesquisas de como se deu o processo de urbanização no entorno do complexo do porto de SUAPE-PE. Depois foi analisado o que acarretou o crescente aumento das migrações para estas localidades e se esta possuía estrutura para receber um contingente tão grande de pessoas. Então verificado os tipos de doenças presente nesta região e se esta tem relação com os fluxos migratórios. Por fim foram realizadas algumas visitas à localidade para analise da situação da população mais carente, onde foram obtidos dados enriquecedores para a pesquisa.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Foi observado que a partir 1960 já estavam sendo realizados estudos para implantação do porto de Suape, a fim de atender a demanda da região Nordeste. Mas a empresa SUAPE- Complexo industrial portuário só foi criada em 1978 através da Lei Estadual nº 7.763. Em 2001 Suape já se encontra na segunda etapa de construção do porto interno, movimentando um grande número de pessoas para esta localidade e consequentemente já se intensificava o número de moradias em condições precárias. E esta má ocupação do espaço contribuiu para o aumento de casos de dengue, esquistossomose e leptospirose devido crescimento ao surgimento de bolsões de pobreza favelas, cortiços, áreas de invasão próxima ao Complexo portuário de Suape.

CONCLUSÃO

Então podemos verificar que faz necessário planejamento por parte do Governo do Estado de Pernambuco nesta localidade já que este processo de urbanização desenfreada vem acarretando vários tipos de doenças e causando a degradação do meio ambiente.

REFERÊNCIAS

SILVA, J.M.;GURGEL, A.M.;GURGEL, I.G.D.;AUGUSTO, L.G.S. A inter-relação saúde, trabalho e ambiente no licenciamento da refinaria do nordeste. Tempus. Actas em Saúde Coletiva, vol. 4, n. 4, p. 72-83. 2009.(pesquisa realizada no dia 02/05/2012 as 21h:40min)

OLIVEIRA, A.L. ENDEMIAS NO TERRITÓRIO ESTRATÉGICO DE SUAPE – 2010.

NEVES, D.P.;MELO, A.L.;LINARDI,P.M.;VITOR,R.W.A.Parasitologia humana.11ª edição. Editora Atheneu.

INFLUÊNCIA DE OSCILAÇÕES INTERDECADAIS NA PRECIPITAÇÃO DA AMAZÔNIA OCIDENTAL

Daris Correia dos Santos[1] Raimundo Mainar Medeiros[2] José Ivaldo Barbosa de Brito[3]

[1]Bolsista CAPES do Programa de Pós-Graduação em Meteorologia, UFCG, Campina Grande, PB, dariscorreia@gmail.com

[2] Bolsista CAPES do Programa de Pós-Graduação em Meteorologia, UFCG, Campina Grande, PB, mainarmedeiros@gmail.com

[3] Meteorologista, Prof. Dr. Unidade Acadêmica de Ciências Atmosférica-UFCG, Ivaldo@dca.ufcg.edu.br

Resumo

O objetivo principal é analisar possíveis influências da Oscilação Decadal do Pacifico (PDO) nos índices extremos de precipitação da Amazônia Ocidental. Foram utilizados dados anuais de precipitação, distribuídos em pontos de grade, oriundas da reanalise do Centro Europeu de Previsão de Tempo de Médio Prazo (ECMWF), para o período de 1967 a 2001. Também foram utilizadas informações de índices de teleconexões PDO extraídos do Home Page do Centro Nacional de Previsão Ambiental dos Estados Unidos da América (NCEP). A análise foi realizada em nível anual. Os resultados mostraram que existe associação entre a chuva e a PDO, de modo que décadas com chuvas acima da normal são associadas à fase quente da PDO, intercaladas com décadas com chuva abaixo da normal associadas à fase fria da PDO, o que indica oscilações periódicas de médio e longo prazo na precipitação pluvial da Amazônia Ocidental.

Palavras-chave: Índices, Anomalias, Variabilidade Climática.

INTRODUÇÃO

O clima atual da região Amazônica é uma combinação de vários fatores como latitude, altitude, maritimidade, continentalidade, vegetação, relevo, etc, sendo que o mais importante é a disponibilidade de energia solar, através do balanço de energia.

Situada na região entre 5^{o}N e 10^{o}S recebe no topo da atmosfera um valor máximo de 36,7 MJ.m^{-2}.dia^{-1} em Dezembro/Janeiro e um valor mínimo de 30,7 MJ.m^{-2}.dia^{-1} em Junho/Julho (Salati e Marques, 1984). Esta distribuição é controlada pela nebulosidade advinda da migração SE/NW da convecção amazônica (Horel et al., 1989).

O nome Oscilação Decadal do Pacífico (PDO) foi dado pelo biólogo Steve Hare da Universidade de Washington em 1996, junto com outros pesquisadores como, Nathan Mantua, Yuan Zhang, Robert Francis e Mike Wallace , que descobriram esse padrão decadal de trabalhos feitos sobre a variação da população dos peixes no Pacífico norte (Mantua et al., 1997).

A fase quente da Oscilação Decadal definida por Mantua et al. (1997), configura-se com um forte sistema de baixa pressão das Aleutas, águas de superfície mais frias do que o normal no Pacífico Norte Central e Oeste, e mais quentes do que o normal na costa oeste das Américas e no Pacífico Tropical Central e Leste. As mudanças de fase da PDO, com duração de 20-30 anos, são relativamente abruptas.

Na América do Sul, vários estudos mostraram que a variabilidade na escala interdecadal é significativa na precipitação da Argentina e Uruguai e nas vazões de rios no sudeste da América do Sul (e.g. Castañeda e Barros, 1994; Krepper e Sequeira, 1998; Robertson e Mechoso, 1998). Estudos mostram também que há sinais de variabilidade interdecadal na precipitação e vazões na Amazônia (e.g. Marengo, 1999). Bischoff et al. (1997) na região da Bacia do Rio Uruguai observaram ciclos entre 14 e 15 anos, 8 e 9 anos, e entre 3,5 e 4 anos, os quais estão associados a frequências baixas, sendo o último provavelmente associado a eventos El Niño.

A variabilidade da PDO pode produzir diferenças entre chuvas sazonais de primavera e verão de até 50% entre fases opostas de uma oscilação. Estas fases podem durar uma década ou mais e produzir secas severas e constantes, assim como estações muito úmidas. Elas ainda influenciam no início e final da estação chuvosa, o que pode ter consequências significativas.

MATERIAL E MÉTODOS

No presente trabalho foram usados dados de reanalise do projeto ERA-40 do Centro Europeu de Previsão de Tempo de Médio Prazo (ECMWF - European Center for Medium-Range Weather Forecasts), de precipitação de 1967 a 2001 da Amazônia Ocidental (Roraima, Amazonas, Acre, Rondônia), disponibilizados em ponto de grade com resolução de 2,5° x 2,5°, e de índices de PDO disponíveis no site do NCEP (National Centers for Environmental Prediction).

Para a analise dos dados foi utilizado o software Excel. Os dados foram agrupados anualmente, calcularam-se a média para o período 1967–2001 – denominada de normal- e as respectivas anomalias, (subtraindo-se o valor de cada ano do valor da normal (1880,66 mm)). Desse modo, anomalias negativas e positivas representam valores de precipitação abaixo e acima da normal, respectivamente. Posteriormente, realizou-se a análise de frequência, pelo cálculo da percentagem de anos com anomalias negativas e positivas, em cada agrupamento, em dois períodos: 1967–1976 (fase fria da PDO), 1977–1998 (segunda fase quente da PDO). O período de 1999 a 2001 não foi incluído nas análises de frequência, pela pequena série com dados pluviométricos. Para detectar periodicidade (oscilações e suas frequências) na série temporal de precipitação de 1967–2001, relacionadas à PDO, foram identificadas as fases quente e fria da PDO, Figura 1. Uma fase fria completa ocorreu no período de 1947-1976 (29 anos). Já a última fase quente ocorreu no período de 1977-1998 (21 anos). A fase fria corresponde ao maior número de La Niña e a fase quente ao maior número de El Niño.

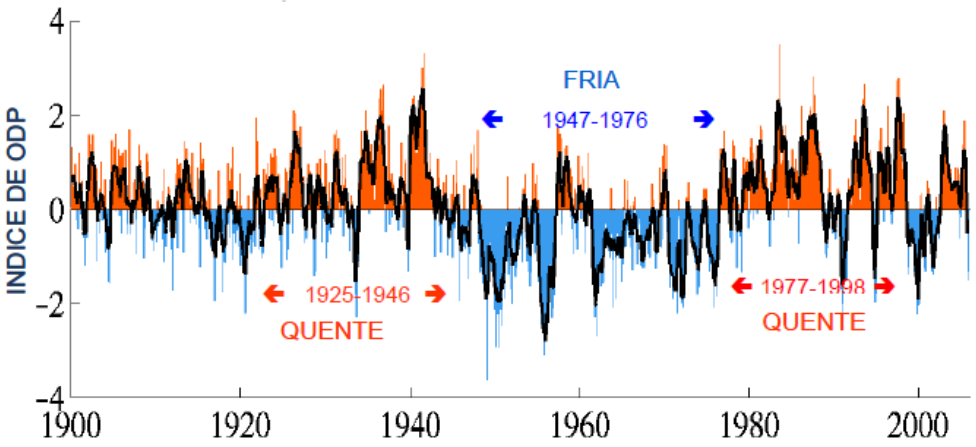


Figura 1. Fases da Oscilação Decadal do Pacífico (Fonte: CPC-NOAA).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A La Niña é um fenômeno em que ocorre o abrandamento das águas superficiais do oceano Pacífico, gerando intensificação dos padrões atmosféricos em toda faixa longitudinal do nosso planeta. Na Amazônia, o La Niña, normalmente, estar associado ao acréscimo de precipitação (Figura 2). A fase fria da PDO corresponde ao maior número de La Niña. Ocorreu La Niña de intensidade forte para o período relacionado à fase fria de PDO nos anos de 1973 e 1975.

Segundo Oliveira (1999) o fenômeno El Niño é um aquecimento anormal das águas do Oceano Pacífico Equatorial, conjugado com o enfraquecimento dos ventos alísios na região equatorial, provocando um déficit de precipitação pluviométrica no norte e leste da Amazônia. As causas desse aquecimento ainda são desconhecidas e não possuem duração e periodicidade exatas. Na Amazônia, esse fenômeno contribui para a diminuição das precipitações (Figura 3). A fase quente da PDO estar associada ao maior número de El Niño. Ocorreu El Niño de intensidade forte para o período relacionado à fase quente da PDO nos anos de 1982 e 1997.

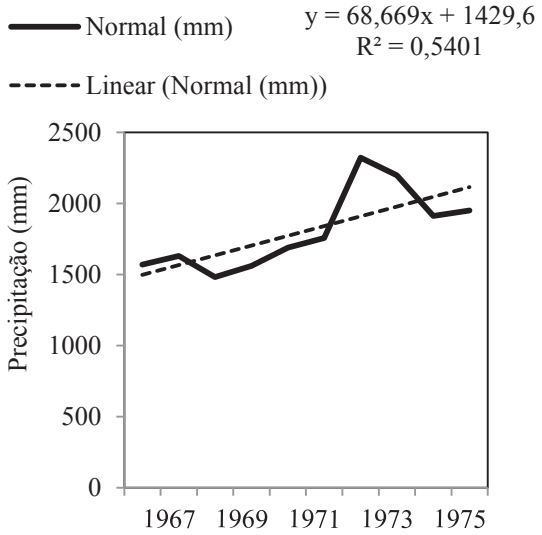


Figura 2: Tendência da precipitação (mm) durante a fase fria da PDO.

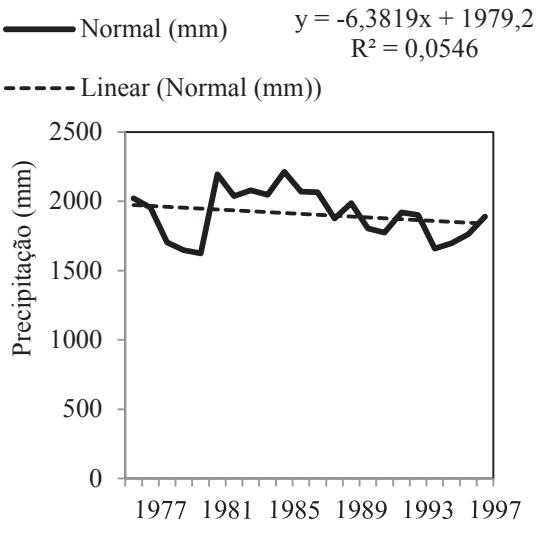


Figura 3: Tendência da precipitação (mm) durante a fase quente da PDO.

Na **Tabela** 1 observam-se a intensidade do fenômeno climático El Niño e La Niña que foi classificada em classes fraca, moderada e forte utilizando-se a média do ION (Índice Oceânico Niño).

Tabela 1. Classificação anual da intensidade do fenômeno ENOS 3.4.

	El Niño			La Niña	
Fraco	Moderado	Forte	Fraco	Moderado	Forte
1969	1951	1957	1950	1955	1973
1976	1963	1965	1954	1970	1975
1977	1968	1972	1956	1998	1988
2004	1986	1982	1962	2007	1999
2006	1987	1997	1964		2010
	1991		1967		
	1994		1971		
	2002		1974		
	2009		1984		
			1995		
			2000		
			2011		

Fonte: NOAA - National Weather Service.

Na Figura 4, estão representados a distribuição dos totais médios anuais de precipitação e o respectivo índice PDO médio de cada ano da série histórica 1967–2001. As décadas com chuvas acima da normal estão associadas à fase quente da PDO, intercaladas com décadas com chuva abaixo da normal associadas à fase fria da PDO.

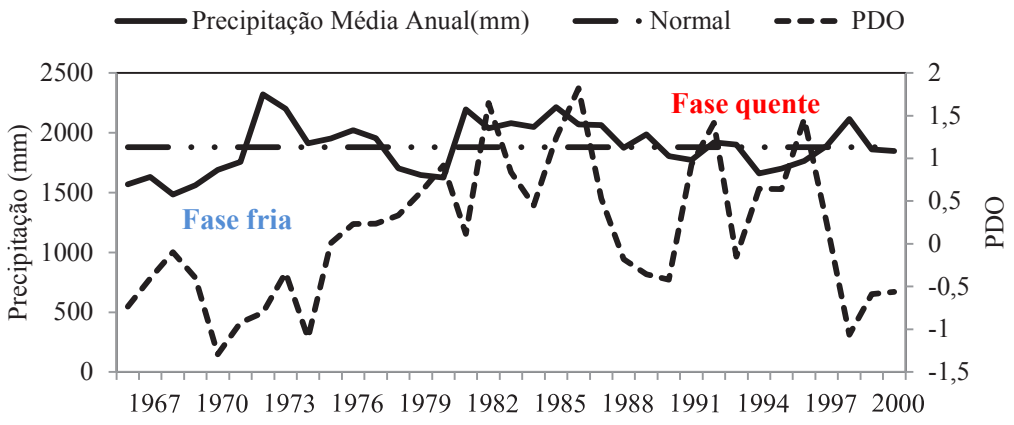


Figura 4. Total de precipitação anual na Amazônia Ocidental (1967-2001).

A análise de frequência das anomalias negativas de precipitação na fase fria corresponde a 49% e as anomalias positivas a 51%; na fase quente as anomalias positivas correspondem a 53% e as anomalias negativas a 47% (Figura 5).

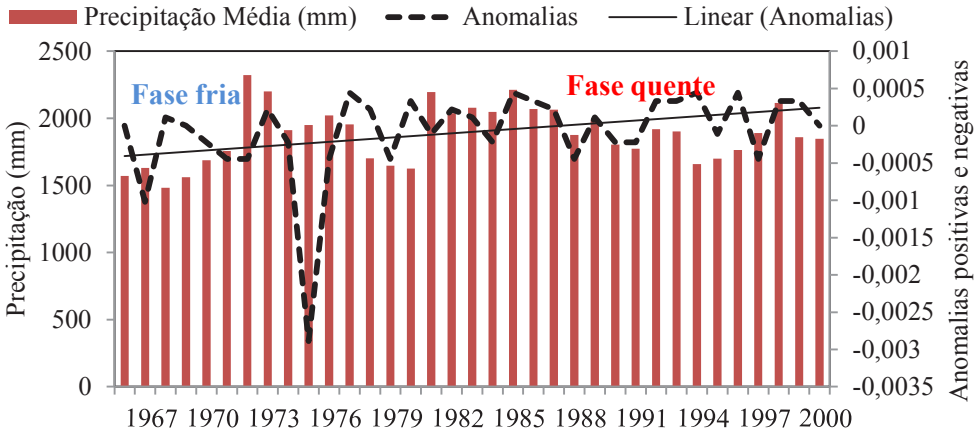


Figura 5. Anomalias positivas e negativas da precipitação (mm) na Amazônia Ocidental.

Os mecanismos dinâmicos que produzem precipitação na Amazônia, descritos por Vianello e Alves (1991), resultam da combinação ou da atuação predominante da Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), das linhas de instabilidade, da penetração de sistemas frontais, da fonte de vapor d'água representada pela floresta amazônica e pela atuação da cordilheira dos Andes. A Fig.6 mostra a variabilidade espacial dos totais médios anuais de precipitação na Amazônia Ocidental. Os maiores valores de precipitação anual se concentram na parte central da Amazônia Ocidental, acima de 6°S, com núcleo máximo no lado oeste. Os menores valores estão na parte norte da área em estudo.

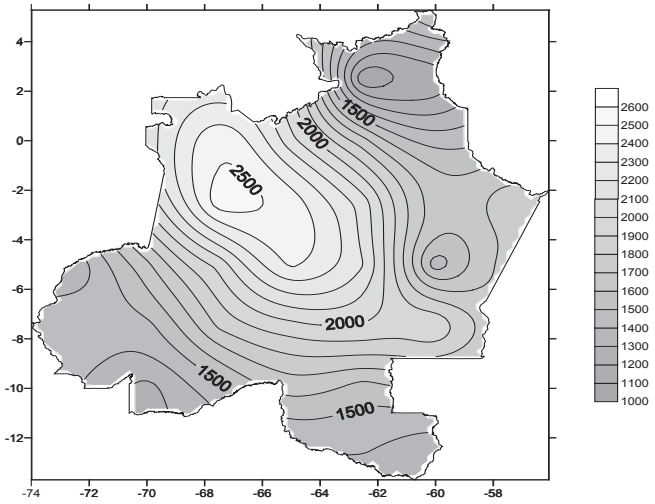


Figura 6. Distribuição da precipitação média anual (mm) na Amazônia Ocidental no período de 1961 a 2001.

CONCLUSÃO

1. A variabilidade interdecadal do regime de chuva na Amazônia Ocidental está associada a mudanças nos campos de circulação atmosférica e oceânica no Pacífico Central que ocorreu entre 1975-1976 e, aparentemente, está associada com a fase positiva da Oscilação Decadal do Pacífico (PDO).
2. Na Amazônia Ocidental notam-se variações interdecadais de períodos relativamente mais secos ou chuvosos.
3. As variações interanuais e interdecadais, associadas à variabilidade natural do clima torna-se importante nas mesmas escalas temporais da variabilidade dos fenômenos interdecadais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a CAPES pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

Bischoff, S.A.; Garcia, N.O. e Vargas, W.M., 1997: *On the variability of the Uruguay River in south America.* Preprints. 7thconference on climate varations. Long Beach, American Meteotological Society, J28-J30.

Castañeda, M.E. e V.R. Barros, 1994: *Las tendencias de la precipitacion en el Cono Sur de America al leste de los Andes.* Meteorologica, 19, 23-22.

Horel, J.D.; Hahmann, A.N.; Geisler, J.E. An investigation of the annual cycle of convective activity over the tropical Americas. *Journal of Climate, 2(11*), p.1388 - 1403, 1989.

Krepper, C.M. e M.E. Sequeira, 1998: Low frequency variability of rainfall in southeastern South America. *Theor. Appl. Climatol*., 61, 19-28.

OLIVEIRA, José Aldemir de et al. (organizadores). *Cidade de Manaus: visões interdisciplinares.* Manaus: Edua, 2003.

Salati, E. e Marques, J. *Climatology of the Amazon region. In The Amazon - Limnology and landscape ecology of a mighty tropical river and its basin*. Sioli, H. (ed.). Dr. W. Junk Publishers, 1984. 763 p.

Robertson, A. W. e C.R. Mechoso, 1998: Interannual and decadal cycles in river flows of southeastern South American. *J. Climate,* 11, 2570-2581.

Mantua, N. J., Hare, S. R., Zhang, Y. et al; *A Pacific Decadal Interdecadal Climate Oscillation with impacts on Salmon production,* Bulletin of American Meteorological Society, 78, 1069-1079, 1997.

Marengo, J.A, 1999: Observed historical long-term trends in precipitation in the Amazon basin since the late 1920's. *Preprints, 10th Symposium on Global Change Studies*, Dallas, American Meteorological Society, 135-138.

Vianello, R. L.; Alves, A. R.1991. *Meteorologia Básica e Aplicações*. 449pp.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA SUBTERRÂNEA NA LOCALIDADE DO SÍTIO CANAFÍSTULA EM LIMOEIRO DO NORTE, CE[1]

Débora Lima Mendes[2], Letícia Lima Ferreira[3], Francisco Jonathan Cunha Nascimento[3,] Hosineide de Oliveira Rolim[5]

1 -Artigo acadêmico.

2 -Graduanda de Tecnologia em Saneamento Ambiental IFCE– Bolsista Cagece/ debylimo@hotmail.com

3 - Graduanda de Tecnologia em Saneamento Ambiental IFCE – Bolsista Cagece/ letilf24@hotmail.com

4 - Técnico de Laboratório IFCE/ jonathan.cunha@ifce.edu.br

5 - Docente IFCE/ hosineide@ifce.edu.br

Resumo

A vida, não existe sem água e uma das questões mais preocupantes para o mundo, na atualidade, é a quantidade de água disponível tanto para a vida humana, quanto para a economia. Contudo, o uso da água de poço é uma das alternativas encontradas pela população da região semiárida. O trabalho procura mostrar a qualidade da água utilizada para consumo humano pela população da comunidade de Canafístula em Limoeiro do Norte, de acordo com a Portaria de Potabilidade do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. As coletas foram realizadas em novembro de 2012 e fevereiro de 2013 pela equipe responsável e as análises foram feitas no Laboratório de Saneamento Ambiental do IFCE *Campus* Limoeiro do Norte. Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos seguiram as determinações das diretrizes gerais da APHA (2005). Os resultados foram comparados com os valores máximos permitidos pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, diante dos resultados obtidos, pode-se concluir que dentre os parâmetros escolhidos para fazer o estudo, *E.coli* e nitrato encontram-se fora dos padrões estabelecidos pela Portaria.

Palavras-chave: Análise, Potabilidade, Poço.

1. INTRODUÇÃO

A água encontra-se disponível de várias formas e é uma das substancias mais abundantes na natureza, cobrindo cerca de 70% da superfície do planeta. Todos os organismos necessitam de água para sobreviver, sendo sua disponibilidade um dos fatores mais importantes a moldar os ecossistemas. Além dos problemas relacionados à quantidade de água, tais como a escassez, estiagens e cheias, há também aqueles relacionados à qualidade da água.

A vida, não existe sem água e uma das questões mais preocupantes para o mundo, na atualidade, é a quantidade de água disponível tanto para a vida humana, quanto para a economia. Tal preocupação, aparentemente contraditória, é real quando comparamos as quantidades de água existente e disponível. A contradição reside no fato de que 2/3 da superfície da Terra é coberta por água, atingindo um volume de 1,5 milhões de km^2, mas é preciso lembrar que 98% dessa água é salgada e imprópria para o uso, a menos que seja dessalinizada, ou seja, retirada boa parte dos sais, onde se trata de um processo oneroso para suprir grandes populações.

O nordeste brasileiro é uma região de clima semi-árido, marcado pela deficiência hídrica, apresentando baixos índices pluviométricos, altas taxas de insolação e evaporação, e seu solo é cristalino. Contudo, a uso da água de poço é uma das alternativas encontradas pela população dessa região.

Água subterrânea é toda a água que ocorre abaixo da superfície da Terra, preenchendo os poros ou vazios intergranulares das rochas sedimentares, ou as fraturas, falhas e fissuras das rochas compactas, e que sendo submetida a duas forças (de adesão e de gravidade) desempenha um papel essencial na manutenção da umidade do solo, do fluxo dos rios, lagos e brejos.

Limoeiro do Norte é um município da Região Nordeste, no estado do Ceará. Localizado na Mesorregião do Jaguaribe, na Microrregião do Baixo Jaguaribe, no Vale do Jaguaribe, situado a 200 km da capital. Tem clima tropical semi-árido, com temperatura variando de 27°C a 33°C e com pluviometria média de 724,3 mm com chuvas concentradas de janeiro a abril. As principais fontes de água fazem parte das bacias dos rios Jaguaribe e Banabuiú, sendo seus principais afluentes o Rio Quixeré.

Contudo, esse trabalho procura mostrar a qualidade da água utilizada para consumo humano pela população da comunidade de Canafístula em Limoeiro do Norte – Ce, de acordo com a portaria de potabilidade do Ministério da Saúde, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Onde a mesma define água para consumo humano como sendo uma água potável destinada à ingestão, preparação e produção de alimentos e à higiene pessoal, independentemente da sua origem.

2. OBJETIVOS

O presente trabalho tem como objetivo avaliar a qualidade da água de três poços na comunidade Canafístula no município de Limoeiro do Norte e verificar se as mesmas atendem aos padrões exigidos pela Portaria de potabilidade nº 2914/ 11 do Ministério da Saúde.

3. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi feito através de consultas bibliográficas correlacionadas aos padrões de qualidade de água e as características dos poços estudados.

As coletas foram realizadas em novembro de 2012 e em fevereiro de 2013 em três poços na comunidade de Canafístula no município de Limoeiro do Norte, conforme as figuras 01, 02 e 03. As mesmas foram coletadas e transportadas dentro das normas e cuidados de assepsia, onde foram analisados parâmetros pH, cor, turbidez, cloretos, dureza total, ferro total, nitrato, sólidos dissolvidos, sódio, sulfato, nitrito e *E-coli* todos em duplicata. Com os resultados obtidos foram feitas as médias e posteriormente comparações com os valores máximos permitidos pela Portaria de Potabilidade do Ministério da Saúde.

As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental – LABOSAM do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia - *Campus* Limoeiro do Norte. Os parâmetros físicos, químicos e microbiológicos utilizados no presente trabalho seguiram as determinações das diretrizes gerais da APHA (2005).



Figuras 01: Poço A



Figuras 02: Poço B



Figuras 03: Poço C

4. RESULTADOS E DISCUSSÕES

Tabela 01: Resultados médios das análises.

Parâmetros	Unidades	Padrão de Potabilidade	Poço A	Poço B	Poço C
pH	-	6,0 a 9,5	6,85	7,44	7,33
Cor Aparente	uC	15	5,00	7,55	5,00
Turbidez	UNT	5	1,87	3,04	2,25
Cloretos	mg/L Cl	250	83,23	99,0	191,34
Dureza Total	mg/L CaCO3	500	454,8	442,24	208,36
Ferro total	mg/L Fe	0,3	0,005	0,15	0,01
Nitrato	mg/L NO3	10	21,11	2,17	15,28
SDT	mg/L	1000	387,5	359,98	557,37
Sódio	mg/L Na	200	173,65	73,45	192,65
Sulfato	mg/L SO4	250	3,57	8,22	45,46
Nitrito	mg/L NO2	1	0,047	0,007	0,06
E.Coli	NMP/100 mL	0	15	7,3	0,0

O pH é determinado pela concentração de íons hidrogênio H^+ é resultante da interação entre as espécies químicas presentes. Os íons hidrogênio e hidroxila estão presentes nas águas como resultados de dissociação ou hidrólise de solutos. A partir dos resultados da tabela acima, observa-se o predomínio de águas levemente alcalinas. As águas encontram-se dentro da faixa admissível pela Portaria de Potabilidade.

A cor de uma água é consequência de substâncias dissolvidas, portanto de acordo com os resultados obtidos as amostras encontram-se dentro dos padrões de potabilidade, visto que o valor máximo permitido é de 15 uC.

Turbidez em água é causada pela presença de materiais em suspensão, contudo o mesmo assume grande importância quando no ambiente aquático predominam processos dependentes da penetração de luz, relevância é maior, mas sua relevância é maior no âmbito do abastecimento de água, por razões relacionadas a processos de tratamento especialmente filtração e desinfecção e por razões estéticas. De acordo com

os resultados apresentados na tabela 01 as amostras encontram-se dentro dos padrões exigidos pela portaria.

A presença de cloretos em água é sucedida da dissolução de sais. Sua origem pode ser de origens naturais, como contaminação pela água do mar, ou também derivado de efluentes domésticos ou industriais e aterros sanitários. Os cloretos juntamente com o sódio, formam compostos muito solúveis e tende a se enriquecer, a partir das zonas de recarga das águas subterrâneas. Segundo os resultados as amostras estão dentro dos padrões estabelecidos pela portaria.

A dureza da água está associada à concentração de cátions metálicos bivalentes de Ca^{+2} e Mg^{+2}, esses cátions podem reagir com ânions presentes na água e formar precipitados. As amostras estão dentro dos padrões estabelecidos pela Portaria, sendo classificadas como uma água muito dura. A dureza acarreta muitos problemas como a dificuldade de uma água em dissolver sabão (fazer espuma) pelo efeito do cálcio, magnésio e outros elementos como Fe, Mn, Cu, Ba, causam incrustações nas tubulações, caldeiras, evaporadores, trocadores de calor e outras unidades nas quais se operam a altas temperaturas, além de trazer problemas de saúde, já que é uma água usada para consumo humano, como o calculo renal.

O ferro aparece principalmente em águas subterrâneas devido à dissolução do minério pelo gás carbônico da água. O ferro, apesar de não se constituir em um tóxico, traz diversos problemas para o abastecimento público de água. Confere cor e sabor à água, provocando manchas em roupas e utensílios sanitários. Também traz o problema do desenvolvimento de depósitos em canalizações e de ferro-bactérias, provocando a contaminação biológica da água na própria rede de distribuição. Observa-se uma coerência entre os resultados de cor e ferro tendo em vista que ambos apresentam baixos valores não causando problemas para a potabilidade dessa água.

As concentrações de nitrato em águas subterrâneas pode ser proveniente da lixiviação de fertilizantes inorgânicos, como também infiltração e oxidação de esgoto provenientes de fossas sépticas e canalizações defeituosas. O alto teor de nitrato na água pode causar doenças e até a morte, como é o caso da metemoglobinemia, uma doença causada pela conversão de nitrato em nitrito, que interfere na capacidade do sangue de

transportar oxigênio. De acordo com a tabela 01 os valores de nitrato para as amostras dos poços A e C encontram-se fora dos padrões estabelecidos pela Portaria e a amostra do poço B encontra-se dentro dos padrões da Potabilidade.

Na água a maior parte de sólidos encontra-se sob a forma dissolvida e consiste principalmente de sais inorgânicos, pequenas quantidades de matéria orgânica e gases dissolvidos. De acordo com os resultados as amostras estão dentro dos padrões de Potabilidade.

O Sódio é um elemento de origem mineral que possui íon de carga positiva. Está em maior teor nos líquidos extracelulares do organismo humano, o mesmo se apresenta muito difundido na natureza. Seus principais minerais fonte (feldspatos plagioclásios) são pouco resistentes aos processos intempéricos, principalmente os químicos. A quantidade de sódio em águas naturais é variável, já nos oceanos a sua concentração é muito alta. Nas amostras estudadas a concentração de sódio está dentro dos padrões estabelecidos pela Portaria.

Quando o sulfato ocorre em alta concentração em água de abastecimento, é necessária uma avaliação sanitária a área de captação desta, contudo os valores de sulfato encontram-se dentro dos padrões de Potabilidade.

A análise bacteriológica apresentou resultado positivo nos poços A e B, com presença de coliformes que atesta poluição de origem fecal, podendo trazer risco de contaminação pela presença de patógenos. Implicando riscos sérios para a saúde de quem consome essa água. Já o poço C apresentou resultado negativo para presença de coliformes.

5. CONCLUSÕES

Os resultados das análises foram comparados com os valores máximos permitidos pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, que dispõe sobre a qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. O seguinte trabalho abordou principalmente os parâmetros físico-químicos e os bacteriológicos, onde mostra o grau de qualidade da água dos poços.

Diante dos resultados obtidos, pode-se concluir que dentre os parâmetros de estudo, nitrato e *E.coli* encontram-se fora dos padrões estabelecidos pela Portaria de Potabilidade, os demais estão dentro dos padrões. A contaminação microbiológica pode ser devido às contribuições de fossas, pois as mesmas foram construídas sem observar as distâncias de segurança estabelecidas pelas normas da ABNT e se encontram perto do poço de captação da água, sendo a provável causadora dessa contaminação de origem fecal.

6. AGRADECIMENTO

Ao Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE - Campus Limoeiro do Norte, e ao Laboratório de Saneamento Ambiental – LABOSAM.

7. REFERENCIAS BIBLIOGRÁFICAS

APHA et. al. ***Standard methods for the examination of water and wastewater***. 21a. ed. Washington: American Public Health Association. 2005.

BRASIL. Portaria Nº 2914 de 12 de dezembro de 2011, Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade – Ministério da Saúde.

Disponível em: http://pt.wikipedia.org/wiki/Limoeiro_do_Norteacesso em 04 de dezembro de 2012 ás 15hs00min.

Disponível em: http://www.sacrahome.com.br/centerpocos/aguas-subterraneas acesso em 04 de dezembro de 2012 ás 15hs30min.

Mendes, D.L. Qualidade da Água Dessalinizada que Abastece uma Unidade de Ensino no Município de Limoeiro do Norte – Ceará. Limoeiro do Norte, 2012.

POHLING, R. ***Reações Químicas na Análise de Água.*** Fortaleza, março 2009.

VON SPERLING, M. ***Introdução à Qualidade das Águas e ao Tratamento de Esgotos.*** 3 ed. Belo Horizonte: DESA-UFMG, 2005.

DO SANEAMENTO BÁSICO AO SANEAMENTO AMBIENTAL: UMA MUDANÇA CONCEITUAL

Demétrius Rodrigues de Freitas Ferreira[1]
Ronald Fernando de Albuquerque Vasconcelos[2]

Resumo

O artigo objetivou apresentar o contexto histórico, político e institucional referente à emergência do conceito de saneamento ambiental no Brasil. A partir de revisão literária, identificaram-se as transformações ocorridas no cenário nacional que levaram a superação do conceito de saneamento básico, tendo em vista suas limitações conceituais e operacionais frente a um contexto de mudanças políticas, econômicas e institucionais. Esta mudança foi resultado de transformações profundas ocorridas na sociedade brasileira, em função do aumento da demanda por serviços de saneamento decorrente da urbanização intensa pela qual vem passando a sociedade brasileira.

Palavras-chave: Saneamento Básico, Saneamento Ambiental, Serviços de Saneamento.

Introdução

As Companhias Estaduais de Saneamento (CESB's), criadas sob inspiração do Plano Nacional de Saneamento (PLANASA), tornaram-se figura central no que tange aos serviços de saneamento básico, entendidos como os segmentos de abastecimento de água, coleta e tratamento de esgotos sanitários. Logo, o grau de maior ou menor êxito da política de saneamento passou a depender diretamente do desempenho econômico-financeiro dessas companhias. Apesar da existência de uma finalidade social, legitimando a criação e atuação das CESB's, o caráter sob o qual elas foram organizadas garantiu um *status* empreendedor ao sistema de saneamento como um todo, o qual predomina até os dias atuais (MELO, 1987). Inclusive esse empreendedorismo garantiu a priorização em áreas que assegurassem o retorno financeiro do sistema, ocasionando reflexos profundos na distribuição do acesso aos serviços nas grandes cidades. A injustiça do sistema esteve presente na prática do retorno dos investimentos, excluindo parcela considerável da população ainda hoje.

[1] Mestre em desenvolvimento urbano (MDU), pela UFPE. Pesquisador associado a rede internacional de pesquisa WATERLAT. Email: demetriusrodriguess@gmail.com
[2] Doutor em desenvolvimento urbano (MDU). Professor Adjunto da UFPE. Email: ronald_vascon79@yahoo.com

Outro aspecto que também merece destaque sobre a política de saneamento no PLANASA foi à priorização dada ao sub-setor de abastecimento de água, tendo em vista que neste segmento os investimentos representavam, por habitante, metade dos investimentos em esgotos sanitários (VASCONCELOS, 2011), ocasionando diferenças substanciais na oferta dos serviços de saneamento básico.

A diferença entre os índices de abastecimento de água e os de esgotamento sanitário era gritante no período de vigência do PLANASA, como pode ser observado na Tabela 1

Tabela 1– Cobertura dos serviços de água e esgoto em áreas urbanas durante a vigência do PLANASA

Ano	Cobertura de água (%)	Cobertura de coleta de esgoto (%)
1970	60,5	22,2
1980	79,2	37
1991	86,3	47,9

FONTE: SAMPAIO, 2011:47

O panorama histórico-nacional no qual foi inserido o PLANASA "coincide" com o momento de euforia vivido pelo "milagre" econômico (1969-1973). Os altos patamares de crescimento atingidos pela economia nacional na época vieram a reforçar o caixa de investimento no setor e garantir a viabilidade inicial do plano. Além do mais, o regime organizacional do Estado, muito próximo de um sistema unitário[3] favoreceu o modelo proposto.

Durante os 21 anos de sua duração, o Plano pode ser bem caracterizado por três fases distintas (VASCONCELOS, 2011):

- A primeira fase – Desde sua criação, na década de 1970, caracterizada como uma fase de consolidação, tendo definido os aspectos institucionais e operacionais além dos principais programas que comporiam a política de saneamento;

[3] Sistema unitário ocorre quando o governo central se torna absoluto nas outras esferas de governo, trazendo a ideia de unidade.

- A segunda fase – Caracterizada pela forte expansão dos sistemas de saneamento, principalmente no segmento de abastecimento de águas, indo desde meados da década de 1970 até o início da década de 1980;
- A terceira fase – Relacionada ao esgotamento do modelo PLANASA, no qual a crise financeira vivenciada pelo Estado inviabilizava os recursos necessários a aplicação no setor.

Em meados da década de 1980 o regime autoritário-burocrático chegou ao esgotamento e com ele toda a estrutura centralizada erigida ao longo dos seus 21 anos de permanência. A resistência ao regime se fortalecia e a demanda por uma nova diretriz política se fazia presente, principalmente na classe trabalhadora, nos movimentos sociais, estudantes e intelectuais. Neste período, ocorreram mudanças de natureza estruturais, tanto interna como externas, tendo reflexos na ordem política, econômica e social do país.

A lógica econômica do saneamento: do básico ao ambiental

O setor de saneamento até o PLANASA não tinha se constituído em instrumento privilegiado de intervenção do Estado. Com o PLANASA a engenharia institucional montada foi delineada e com ela o método de intervenção: a segmentação dos serviços de saneamento em abastecimento de água e coleta e tratamento de esgotos sanitários sob a esfera de gestão estadual.

Nesse contexto, o segmento de abastecimento de água aparece dentro do projeto de desenvolvimento nacional como matéria prima necessária para a expansão da indústria. Além da demanda criada para as cidades em virtude do êxodo rural, estimulado pela crescente necessidade de mão-de-obra nas cidades e da relação intrínseca entre água e produção, o ciclo do saneamento básico figurou como um mercado promissor para os investimentos estatais na propulsão da indústria da construção, fortemente relacionada com o mercado de habitação[4].

[4] Nesse aspecto a política habitacional e de saneamento se encontram. Seria inconcebível o BNH investir pesado na construção civil sem considerar a existência dos serviços de saneamento. Em outras palavras, o mercado habitacional traz consigo o mercado dos serviços em saneamento, delimitado pelo segmento de abastecimento de água e esgotos sanitários. Inclusive o BNH foi um órgão central nas áreas de habitação e saneamento.

Essa característica implicou na formação de um modelo de intervenção em saneamento básico bastante simplista, baseado na segmentação dos serviços de água e esgotos sanitários, como pode ser observado na Figura 1. O ciclo do saneamento básico passou a ter uma dinâmica econômica própria, caracterizando-o como uma indústria particular.



Figura 1 – O ciclo do saneamento básico

FONTE: CNI, 2006

Outro fator importante para se compreender o modelo de saneamento empregado no Brasil, é que, como argumenta Cunha (1980) apud Fiszon (1990:15):

> Sob o ponto de vista do desenvolvimento da base econômica, os investimentos em serviços de água não são um fim em si, mas uma despesa de infraestrutura que assegura o suporte direto de atividades produtivas condicionando-as e facilitando seu desempenho. Existe uma relação mínima entre investimentos em água (assim como nos demais investimentos sociais) e a atividade diretamente produtiva, ou seja, há um ponto a partir do qual só há possibilidade de aumento da produção, se houver aumento na capacidade de abastecimento.

O ciclo econômico do saneamento apresenta um subconjunto de operações que se iniciam na captação da água bruta e termina com o retorno dessa água, após tratamento, ao seu ciclo natural. No entanto, apesar desse modelo possuir especificidades técnicas e econômicas que o justifiquem, é inegável que o mesmo

possui interação com outros serviços urbanos, como a drenagem, a coleta e o tratamento dos resíduos sólidos (CNI, 2006).

Somente ao final da década de 1980, com a evidência da estreiteza do conceito usual de saneamento básico e com o esgotamento de modelo de intervenção estatal é que a concepção de saneamento sofreu uma expansão, passando a agregar os serviços de resíduos sólidos e drenagem. A idéia do saneamento ampliado era necessária para abarcar com as condições reais das cidades brasileiras, marcadas pelo drama da informalidade habitacional sem acesso aos serviços e equipamentos públicos (ver Figura 2).

Os serviços de drenagem e coleta e tratamento de resíduos sólidos permaneceram sob a gestão municipal. Esse fato se deve em parte a distribuição da população brasileira. Até 1960 o Brasil era um país considerado rural, com a maioria da população vivendo no campo, revertendo essa situação apenas a partir da década de 1970, de maneira ainda tímida. Logo a concentração tardia da população nas grandes cidades, na época, ainda não justificava a exploração desse serviço em escala industrial como aconteceu com os segmentos de água e esgotos, que além de ser necessário à expansão da base produtiva também estavam vinculados com a saúde pública de forma mais imediata.

A ampliação do conceito de saneamento se deu em um ambiente de contestação política, tendo em vista os limites da intervenção do PLANASA que, não só excluiu parcela significativa da população com sua lógica de auto-sustentação financeira.

Logo, o esfacelamento do regime autoritário aliado a pressão por mudanças na condução estatal, no setor de saneamento, levou a reformulação de sua concepção. A complexidade da nova realidade brasileira, cidades “inchadas”, com crescimento desordenado e zonas periféricas onde prevalecia à precariedade do mercado imobiliário informal sem controle do uso e ocupação do solo demandava uma reformulação do modelo de oferta dos serviços de saneamento instituído (CARVALHO, 2010).



Figura 2 – O ciclo do saneamento ambiental: água, esgoto, drenagem e resíduos sólidos

FONTE: CNI, 2006

Esse novo modelo passou a ser chamado de saneamento ambiental, onde buscou-se equalizar todas as formas de impactos ambientais possíveis decorrentes da ação humana, tendo como base a inspiração de idéias ambientais que julgavam insustentável tratar de saneamento sem estender esse conceitos à outros segmentos de serviços públicos que impactam diretamente na salubridade do meio ambiente e consequentemente na sociedade.

A inclusão dos elementos de drenagem urbana e resíduos sólidos se deram durante a década de 1980 na qual o setor de saneamento passou a ser vinculado ao recém-criado Ministério do Desenvolvimento Urbano (MDU). Nessa perspectiva, a questão do saneamento passou a ser vista como uma política urbana inter-relacionada com as questões ambientais. Assumindo que o saneamento também é essencial para a saúde pública, houve a inclusão do segmento de controle de vetores, chegando-se posteriormente a uma noção mais integrada, consolidada mais adiante com a Constituição Federal de 1988, reforçando os laços entre saúde e saneamento. Inclusive o Sistema Único de Saúde (SUS) passou a ser responsável em executar ações em saneamento e participar da formulação política do setor (SAMPAIO, 2011).

Nesta nova concepção surge uma dicotomia, pois, com o PLANASA os segmentos de água e esgotos passaram a ser de responsabilidade estadual, na maior parte dos casos, ao passo que os segmentos de drenagem e lixo continuaram sob gestão municipal. Essa conjuntura ganhará mais corpo com a redemocratização e a engenharia institucional delineada pelo novo pacto federativo, concretizado em 1988, pois, da interlocução entre estes dois entes federados, passará a ser definida a nova política nacional de saneamento, inclusive nessa arena política, destacam-se a ASSEMAE, representando os entes municipais, a Associação das Empresas de Saneamento Básico Estaduais (AESBE), congregando as CESB's, além da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária (ABES), a representação das empresas privadas e os sindicatos de trabalhadores.

Conclusão

Os resultados obtidos no decorrer da pesquisa de revisão bibliográfica nos apontam que:

1. A lógica pela qual se institucionalizou a política nacional de saneamento no Brasil, privilegiou interesses econômicos baseados em uma logística peculiar denominada de saneamento básico;
2. Com a intensificação da urbanização brasileira ocorreu também o aumento da demanda pelo serviço, de tal forma que o modelo de saneamento básico não mais atendia as necessidades da realidade urbana brasileira;
3. O modelo de saneamento ambiental surge como uma solução (conceitual) para os problemas urbanos;
4. O saneamento ambiental nasceu vinculado à expansão da arena política no setor, com o surgimento de novos atores (ASSEMAE, sindicatos, etc.) que reivindicavam do Estado uma ação mais efetiva to trato dos problemas sanitários;

Referências

CARVALHO, Vinicius Marques de. **O Direito do Saneamento Básico.** Editora Quartier Lantin: São Paulo, 2010. 464p.

FIRSZON, Judith T. **A Política Nacional de Saneamento de 1968 a 1984: o caso do PLANASA**. Tese de mestrado em Saúde Pública, Rio de Janeiro, Escola Nacional de Saúde Pública/ FIOCRUZ, 1990. 187p.

SAMPAIO, Anne Raquel. **25 Anos de História do Saneamento Público Municipal no Brasil**. Brasília: editora ASSEMAE, 2011. 156p.

VASCONCELOS, Ronald Fernando Albuquerque. **Enigma de Hidra:** o setor de saneamento entre o estatal e o privado. Recife, 2011. 405p.

VIABILIDADE JURÍDICA DA CAPTAÇÃO E ARMAZENAMENTO DE ÁGUAS PLUVIAIS

Edmilsa Maria da Silva[1,3]
Andresa Bezerra dos Santos Silva[1,3]
Marcionila da Silva Cavalcanti[1,3]
Leonardo Brasil Mendes [2,3]

[1] Bacharelanda em Direito da Associação Caruaruense de Ensino Superior – ASCES;
[2] Prof. MSc. do Curso de Direito da Associação Caruaruense de Ensino Superior;
[3] Avenida Portugal, 584, Bairro Universitário - Caruaru – PE – Brasil.
edmilsa@ig.com.br

Resumo

Diante da escassez de água em áreas urbanas, a população vem construindo poços artesianos para complementar a rede de abastecimento de água deficitária, mas esta alternativa complementar é cara e exige mão de obra qualificada para fazer as instalações. O presente estudo teve como objetivo analisar as alternativas à rede de distribuição de água mais usada no Brasil para determinar qual teria mais viabilidade jurídica. As alternativas e a legislação aplicáveis a cada uma foram levantadas e analisadas. As alternativas mais usadas no Brasil são a captação e o armazenamento de águas subterrâneas e pluviais, e como a captação de águas da chuva não exige outorga do direito de uso pelo Poder Público, esta seria a alternativa juridicamente mais viável, pois ônus é menor e a atividade pode ser iniciada imediatamente.

Palavras-chave: Águas subterrâneas, Poços artesianos, Cisternas.

INTRODUÇÃO

O Brasil possui a maior disponibilidade hídrica do planeta com cerca de 13,8% do deflúvio médio mundial (5.744 km³/ano), mesmo assim, ainda há escassez de água (PELICION. e PHILIPPI JR, 2007).

Em áreas urbanas, onde se concentra a maior parte da população no Brasil, a falta de águas disponível para consumo humano tem sido cada vez mais frequente, (PELICION e PHILIPPI JR, 2007).

A crise com a falta de água tem atingido números alarmantes e alcançado, inclusive, cidades com altos índices pluviométricos como é o caso de Joinville. A aparente abundância dos recursos hídricos na região acaba por causar uma falsa sensação de que o recurso seja inesgotável. No entanto, a degradação ambiental e o aumento da demanda estão colocando em xeque o fornecimento de água na cidade (CARLON, 2005).

Em áreas metropolitanas, os poços artesianos e semi-artesianos têm sido usados para complementar o abastecimento das redes distribuidoras, com isso, cerca de 250 mil poços profundos foram escavados no Brasil nos últimos 30 anos (VOGT, 2000 *apud* CARLON, 2005).

Ante o exposto, o objetivo deste estudo é fazer um levantamento das alternativas de captação e armazenamento de água que possam ser utilizados em áreas urbanas e analisá-las aplicando a legislação vigente, para determinar qual seria a alternativa juridicamente mais viável.

MATERIAL E MÉTODOS

Para o desenvolvimento deste trabalho foi realizado um levantamento das alternativas de captação e armazenamento de água que possam ser utilizados em áreas urbanas no Brasil através de fontes bibliográficas. Posteriormente, foi levantada a legislação vigente no país incidente sobre cada alternativa encontrada para determinar, através das análises jurídicas, a alternativa ao serviço de distribuição de água juridicamente mais viável.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As alternativas à rede de distribuição de água levantadas foram a captação e o armazenamento de águas subterrâneas e de águas pluviais. Foram levantadas neste estudo 13 normas legais que incidem sobre estas alternativas.

As águas subterrâneas podem ser captadas por poços comuns ou artesianos. O poço artesiano é mais profundo que os comuns, pode ter profundidade de 100 a 1.500

metros e vazão de água até mil vezes superior que o comum: 2 m³ (2 mil litros) em média e a vida útil fica por volta de 40 anos (CARLON, 2005). Pode ser considerado o conceito jurídico de poço artesiano o trazido pelo Decreto nº 20423/98, do Estado de Pernambuco, em seu Art. 4º, inciso IV, que diz: "aquele que a água se eleva espontaneamente acima da superfície do solo".

Ao analisar a captação das águas através dos poços artesianos concomitantemente com a legislação pertinente, observa-se que as águas subterrâneas fazem parte do domínio público, de acordo com o Art. 1º, I, Art. 12, II e Art. 49, caput e inciso V, todos da Lei 9.433/97, pois está sujeita a outorga pelo Poder Público "a extração de água de aquífero subterrâneo para consumo final ou insumo de processo produtivo". Ressalte-se ainda que o Art. 49, V, desta mesma lei estabelece como infração "perfurar poços para extração de água subterrânea ou operá-los sem a devida autorização".

No entanto, o §1º do Art. 12 da Lei 9.433/97 não exige a outorga pelo Poder Público quando o uso for para satisfazer as necessidades de pequenos núcleos populacionais em áreas rurais e quando forem considerados insignificantes a captação e o lançamento de efluentes ou o armazenamento de água.

Desta forma, os poços comuns, geralmente construídos no meio rural, precisam de mera autorização, mas os poços artesianos, geralmente instalados em áreas urbanas e captadores de grande quantidade de água, vão necessitar da outorga do Poder Público através de uma licença ambiental. Portanto, a legislação estabelece exigências para o usuário das águas subterrâneas captadas através de poços artesianos que geram custos.

Segundo Machado (2012), é um ponto crucial da Lei 9.433/97 integrar a Outorga e o Licenciamento Ambiental para atingir seus objetivos. Por isso, as licenças ambientais vêm sendo exigidas em vários Estados brasileiros, como: de São Paulo (Decreto nº 41.258/96, Art. 6º); Rio Grande do Sul (Decreto nº 37.033, Art. 5º) e Pernambuco (Lei nº 14.249/10, Art. 4º). A legislação também exige a cobrança pelo uso da água (Art. 20 e 12 da Lei 9.433/97).

Além disso, ainda há a possibilidade do Poder Público exigir o Estudo Prévio de Impacto Ambiental se a instalação do poço artesiano ou a extração das águas subterrâneas tiverem potencial de causar significativa degradação do meio ambiente (Art. 225, § 1º, IV, da Constituição Federal).

A degradação ambiental pode ocorrer com a perfuração de poços sem o cuidado técnico específico, resultando na contaminação dos aquíferos, principalmente quando estão próximos de uma tubulação de esgoto (VOGT, 2000 *apud* CARLON, 2005).

Assim como, dependendo do volume de água explorado, há a possibilidade de o aquífero secar (TOMASINI, 2000 *apud* CARLON, 2005) e o espaço vazio no subsolo pode comprometer a estrutura geológica onde o prédio está assentado, causando assim a degradação do subsolo e, consequentemente, do solo logo acima e das estruturas artificiais construídas sobre o solo.

Além de tudo isso, as licenças ambientais podem ser suspensas e canceladas nos termos do Art. 19 da Resolução nº 237/97 do CONAMA, podendo o poço artesiano ser desativado, inclusive antes do transcurso do prazo de vigência da licença.

Por outro lado, a captação das águas pluviais vem sendo pouco realizada em áreas urbanas, sendo mais comum em zonas rurais, onde a captação e o armazenamento são realizados através de cisternas (SOUZA PASSADOR et al, 2010).

Segundo BARROS (1995), as cisternas são "reservatórios, que acumulam a água da chuva captada na superfície dos telhados dos prédios, ou a que escoa pelo terreno. A cisterna tem sua aplicação em áreas de grande pluviosidade, ou em casos extremos, em áreas de seca, onde se procura acumular a água da época de chuva para a época de seca (SOUZA PASSADOR et al, 2010).

É importante destacar que a localização geográfica da área em que a água da chuva será captada também poderá influenciar na qualidade da água devido à concentração de certos elementos. Nas áreas urbanas e nos polos industriais geralmente há concentrações poluentes no ar, causando variações no pH e provocando o fenômeno da "chuva ácida" (TOMAZ, 2005).

Por isso, a água da chuva pode ser utilizada sem tratamento para lavar pisos, calçadas e veículos, irrigar jardins e em descargas sanitárias, mas também podem ser tratadas e usadas para o consumo humano.

Desta forma, passando a analisar a captação de águas da chuva e o seu armazenamento em cisternas juntamente com as leis aplicáveis, verifica-se que a da Lei 9.433/97 não revogou o Decreto. nº 24.643/34 (MACHADO, 2012).

Portanto este decreto trás as orientações quanto às águas pluviais, como as que constam no caput dos Arts. 103 e 108, respectivamente: “As águas pluviais pertencem ao dono do prédio onde caírem diretamente” e “A todos é lícito apanhar estas águas”.

Desta forma, a iniciativa privada é estimulada a captar águas pluviais e alguns municípios vêm seguindo a mesma orientação para promover políticas públicas para complementar a rede de abastecimento.

Na cidade de São Paulo, a Lei Municipal nº 13.276/02, condiciona o recebimento do Certificado de Conclusão da Obra à construção de reservatório para acumulação de águas pluviais nos lotes que tenham área impermeabilizada superior a 500 m². No Rio de Janeiro, o Decreto nº 23.940/04, condiciona o recebimento do habite-se à construção de reservatórios para captação de água da chuva.

Em Curitiba, foi criado o Programa de Conservação e Uso Racional de Água nas Edificações por meio da Lei nº 10.785/03, determinando que a água das chuvas seja captada na cobertura das edificações e conduzida até uma cisterna ou tanque para ser utilizada em atividades que não requeiram o uso da água tratada.

Diante do exposto, para a instalação de um poço artesiano é obrigatória a outorga do direito de uso da água pelo Poder Público, implicando necessariamente na aquisição de licenças ambientais e na cobrança pelo uso da água. O Poder Público pode ainda exigir Estudo Prévio de Impacto Ambiental se a instalação e atividade do poço artesiano apresentar potencial para causar significativa degradação do meio ambiente.

Estes procedimentos geram custos através de taxas para cada licença, cobraça das tarifas de uso da água e financiamento de estudos de impacto ambientais. Os procedimentos também possuem prazos, ou seja, o poço não pode ser instalado ou operar imediatamente, devendo aguardar as licenças. Além disso, as licenças ambientais podem ser suspensas e canceladas antes de expirarem, desativando o poço artesiano.

Enquanto a captação e armazenamento de recursos hídricos pluviais não precisam da outorga do direito de uso da água pelo Poder Público, consequentemente, pode ser ativada logo após a construção da cisterna e não gera custos com as taxas, cobranças tarifárias e financiamento de estudos. Além disso, o Poder Público só poderá vir a desativar as cisternas quando ocorrer desperdício ou contaminação da água.

CONCLUSÃO

1. A alternativa ao serviço de distribuição de água juridicamente mais viável é a captação e o armazenamento de águas pluviais.
2. A captação e o armazenamento de águas pluviais também se mostram menos dispendiosas e pode ser ativada logo após a construção das estruturas (fachada adaptada à captação, calha e cisternas) do que a captação e o armazenamento de águas subterrâneas.
3. Prédios urbanos podem ser mais valorizados no mercado imobiliário se oferecerem estruturas de captação e armazenamento de águas pluviais para reduzir a falta de água e os custos com os recursos hídricos.
4. Políticas públicas serão mais eficazes, eficientes e econômicas se optarem pela captação e armazenamento de águas pluviais em vez da captação e armazenamento de águas subterrâneas.

AGRADECIMENTOS

À Associação Caruaruense de Cultura e Ensino Superior – ASCES pela disponibilização das fontes bibliográficas utilizadas neste trabalho.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARROS, R. T. de V. et al. **Manual de saneamento e proteção ambiental para municípios: saneamento**. Belo Horizonte: Escola de Engenharia de UFMG, 1995. v.2.

BRASIL**. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 1997.

PERNAMBUCO. **Decreto nº 20423, de 26 de março de 1998**. Dispõe sobre a conservação e a proteção das águas subterrâneas no Estado de Pernambuco e dá outras providências. Recife, 1998.

SÃO PAULO**. Decreto nº 41.258 de 31 de outubro de 1996**. Regulamento da Outorga de Direitos de Uso dos Recursos Hídricos. São Paulo, 1996.

RIO GRANDE DO SUL. **Decreto nº 37.033, de 21 de novembro de 1996**. Regulamenta a outorga do direito de uso da água no Estado do Rio Grande do Sul. Porto Alegre, 1996.

PERNAMBUCO**. Lei nº 14.249/10, de 17 de dezembro de 2010.** Dispõe sobre licenciamento ambiental, infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, e dá outras providências. Recife, 2010.

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil, de 5 de outubro de 1988**. Brasília, DF: Senado, 1988.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 237, de 19 de dezembro de 1997**. Dispõe sobre a revisão e complementação dos procedimentos e critérios utilizados para o licenciamento ambiental. Brasília, 1997.

RIO DE JANEIRO, **Decreto nº 24.643 de 10 de julho de 1934**. Decreta o Código de Águas. Rio de Janeiro, 1934.

SÃO PAULO, **Lei Municipal nº 13.276 de 4 de janeiro de 2002**. Torna obrigatória a execução de reservatório para as águas coletadas por cobertura e pavimento nos lotes edificados ou não, que tenham área impermeabilizada superior a 500m². São Paulo, 2002.

CURITIBA. **Lei municipal nº 10.785, de 18 de setembro de 2003**. Cria no Municipio de Curitiba o Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações – PURAE. Paraná, 2003.

RIO DE JANEIRO. **Decreto nº 23.940, de 30 de janeiro de 2004**. Torna obrigatório, nos casos previstos, a adoção de reservatórios que permitam o retardo do escoamento das águas pluviais para a rede de drenagem. Rio de Janeiro, 2004.

CARLON, Márcia Regina. **Percepção dos atores sociais quanto às alternativas de implantação de sistemas de captação e aproveitamento de água de chuva em Joinville – SC.** 2005. 203fl. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia Ambiental) – Universidade do Vale do Itajaí. Itajaí, 2005. Disponível em: <http://www6.univali.br/tede/tde_arquivos/6/TDE-2008-07-23T054433Z 346/Publico/Marcia%20Regina%20Carlon%20parte%201.pdf>. Acesso em: 05 Mar 2013.

CURITIBA**. Lei nº 10785, de 18 de setembro de 2003.** Cria no município de Curitiba, o programa de conservação e uso racional da água nas edificações – PURAE. Curitiba, PR, 2003.

MACHADO, Paulo Affonso Leme. **Direito ambiental brasileiro**. 20ª Ed. Editora Malheiros, São Paulo, 2012.

PELICIONI, Maria Cecília e PHILIPPI JR., Arlindo. **Educação ambiental em diferentes espaços**. São Paulo: USP. Cepema Signus Editora, 2007

SÃO PAULO. **Lei municipal nº 13.276, de 4 de janeiro de 2002**. Torna obrigatório a execução de reservatório para as águas coletadas por cobertura e pavimentos nos lotes, edificados ou não, que tenham área impermeabilizada superior a 500m². Diário Oficial do Município, São Paulo, jan. 2002.

SOUZA PASSADOR, C.; PASSADOR, L. J.; ROJAS HUAYTA, V.. Políticas contra la sequía y la técnica de cisternas en Brasil. **Agroalimentaria**, 2010. v 16, n 31, p. 101-113.

TOMAZ, PLINIO. **Aproveitamento de água de chuva para áreas urbanas e fins não potáveis**. Navegar Editora, São Paulo, 2005, 2ª ed., p. 108.

INFLUENCIA DA PERCOLAÇÃO DE FLUIDOS CONTAMINANTES NA COLAPSIBILIDADE DE UM COMPACTADO

Eduarda Queiroz Motta[1],
Silvio Romero de Melo Ferreira[2]
[1] Companhia Estadual de Habitação e Obras de Pernambuco, Recife, Brasil, eduardaqmotta@gmail.com
[2] Universidade Federal de Pernambuco, Universidade Católica de Pernambuco e Universidade de Pernambuco, Recife, Brasil, sr.mf@hotmail.com.

Resumo

O colapso de um solo pode ser gerado pela mudança do estado tensional e pela interação físico-química entre o percolante e o solo. Muitos casos de colapso têm sido associados a vazamentos oriundos das redes de esgotos e de abastecimento de água, ou a vazamentos de sistema de armazenamento de combustíveis e efluentes químicos. O comportamento de colapso de um solo compactado, do município de Petrolândia-PE, devido à inundação com diferentes percolantes foi analisado por meio de ensaios de laboratório. As amostras foram compactadas estaticamente na umidade natural e peso específico aparente seco de campo. O colapso foi induzido através da inundação do solo com esgoto bruto, soluções preparadas a base de substâncias que compõem as águas servidas, chorume e água destilada, que serviu como parâmetro comparativo entre os líquidos utilizados. A colapsibilidade do solo dependem da interação física e química do solo com o líquido de inundação, sendo resultado de um conjunto de fatores, como molhabilidade, pH e teor de sais do líquido.

Palavras-chave: Contaminação do solo, Solos não e Interação solo-líquido.

INTRODUÇÃO

A colapsibilidade dos solos é influenciada pela percolação de fluidos e da interação química entre o líquido e o solo. A variação de volume do solo devido à percolação de fluido tem acarretado vários danos em obras de Engenharia; como trincas; fissuras ou

mesmo rupturas de casas, edifícios, reservatórios e canais; depressões em pavimentos rodoviários e aterros. Solo colapsível ou metaestável são " solo não saturado (por água) que experimenta um rearranjo radical de partículas e grande redução de volume quando inundado com ou sem carga adicional" (Clemence & Finbarr, 1981).

Muitos solos colapsíveis apresentam em suas estruturas grãos de areias revestidos por partículas de argila, óxidos de ferro e de alumínio, carbonatos, entre outros, que constituem elementos cimentantes entre partículas não argilosas dos solos macroporosos. A dispersão da argila de um solo é governada por um conjunto de propriedades que incluem taxa de absorção de sódio, porcentagem de sódio trocável, pH, tipo de solo e concentração de sais dissolvidos na água (Ingles & Aitchison, 1969). A velocidade com que os vínculos de cimentação perdem sua resistência depende do fluído que percola o solo e da solubilidade do cimento (Reginatto & Ferrero, 1973, Carvalho et al, 1987, Motta 2006).

O colapso do solo está intrinsecamente relacionado com sua estrutura, seu grau de estabilidade, e as interações físico-químicas entre o líquido e o solo. As propriedades do líquido, em contato com o solo (tensão superficial, condutividade e pH, entre outros), influenciam sua velocidade de penetração e sua interação com o solo, consequentemente, nos potenciais de colapso. Este trabalho tem por objetivo analisar o efeito da percolação de líquidos contaminantes em um solo colapsível de Petrolândia-PE.

MATERIAL E MÉTODOS

Solo

O solo é da classe pedológica Neossolo Quartzarênico, textura arenosa média, fase caatinga hiperxerófila, Ferreira (1995). O perfil do solo apresenta-se pouco evoluído. O solo é, essencialmente, quartzoso (98%), com textura arenosa (> 890 g kg^{-1} de areia) e fração argila < 80 g kg^{-1}. A capacidade de troca catiônica baixa. A caracterização física foi realizada, de acordo com a Associação Brasileira de Normas Técnicas. Com a amostra

de solo, na umidade desejada, foi calculado o volume de solo necessário para compactação de corpos de prova com peso específico seco de campo (γ_d = 16,50 kN m^{-3}), na umidade natural (w_c = 3,5%). A compactação foi estaticamente, numa prensa de compressão, com capacidade de 10 t e velocidade 0,008 mm s^{-1}.

Foram realizados ensaios edométricos convencionais, simples e duplos. As tensões verticais foram aplicadas, de forma incremental ($\Delta\sigma/\sigma$ = 1). Nos ensaios edométricos simples, os corpos de prova foram inundados, nas tensões de 10, 40, 160, 320 e 640 kPa. Nos ensaios edométricos duplos, foram realizados na umidade natural (constante), e com o corpo de prova, previamente, inundado. Foram utilizados para inundação do solo: Água Destilada, solução a base de Água Sanitária, Chorume, solução a base de Detergente Líquido, Esgoto Bruto, Óleo de Soja e solução a base de Sabão em Pó. Os valores dos Potenciais de Colapso, foram calculados, utilizando-se as Equações 1 e 2.

$$CP(\%) = \frac{\Delta H}{H_i} x100\% \qquad \text{Equação (1)}$$

$$CP(\%) = \frac{\Delta \varepsilon_v}{1-\varepsilon_{v(nat)}} x100\% \qquad \text{Equação (2)}$$

onde: CP é o potencial de colapso; ΔH é a variação da altura do corpo de prova, devido à inundação; H_i é a altura do corpo de prova, antes da inundação; $\Delta\varepsilon_v = \varepsilon_{v\,(nat)} - \varepsilon_{v\,(inund)}$, $\varepsilon_{v\,(nat)}$ é a deformação volumétrica específica do solo, carregado na umidade natural; $\varepsilon_{v\,(inund)}$ é a deformação volumétrica específica do solo, carregado, previamente, inundado.

A caracterização química do solo, antes e após a percolação, nos ensaios endométricos, foi realizada conforme a metodologia do Manual de Métodos de Análise de Solos (Embrapa, 1997). Foram calculados, de acordo com o sistema de classificação de solos da Embrapa (1999).

Líquidos

A tensão superficial dos líquidos foi determinada, através de um Tensiômetro. O pH dos líquidos foi determinado, através de um medidor de pH, para soluções aquosas, exceto para o óleo, que foi estimado pelo método das fitas de determinação de pH. A condutividade elétrica foi determinada, de acordo com o "Standard Methods for Examination of Water and Wastewater (APHA, 1995)".

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização Física do Solo

A análise granulométrica da Areia Amarelo-Avermelhada de Petrolândia-PE, com e sem o uso do defloculante, indica um solo constituído, predominantemente de areia com granulometria muito uniforme e mal graduada. O valor do peso específico dos grãos é G_s = 26,40 kN m^{-3}. O solo é não líquido e não plástico, se enquadrando no grupo SM, areia siltosa, na classificação Unificada. O valor do peso específico aparente seco máximo, obtido na energia do Proctor Normal, é de 19,25 kN m^{-3}, na umidade ótima de 8,85%, com grau de saturação de 62,77% (em água).

Caracterização dos Líquidos de Inundação

As propriedades físicas e químicas dos líquidos, utilizados para inundação dos corpos de prova, caracterizadas, a partir de ensaios de laboratório, são apresentadas no Quadro 1. As soluções a base de Água Sanitária, Detergente Líquido e Sabão em Pó, foram preparadas, em laboratório, com concentração 1:120, e o Óleo de Soja, utilizado puro.

Quadro 1. Caracterização dos líquidos de inundação

Líquidos de Inundação	Peso específico (kN m^{-3})	Tensão superficial (mN m^{-2})	pH	Condutividade (mS cm^{-1})
Água Dest.	9,82	69,94	6,2	0,02
Água Sanit.	9,83	67,16	10,1	0,81
Chorume	10,00	57,57	8,0	15,68
Detergente	9,82	29,36	6,8	0,44
Esgoto Bruto	9,83	36,38	6,6	6,12
Óleo de Soja	9,00	31,53	4,5	0,02
Sabão em Pó	9,88	27,12	10,4	9,25

Caracterização da Compressibilidade e Colapsibilidade

A variação da deformação volumétrica específica (ε_v), com a tensão vertical de consolidação do solo compactado, com a umidade constante, foi de 4,85%, Figura 1. A deformação volumétrica específica do solo (ε_v), inundado com Água Destilada, foi de 10,5%, no fim do carregamento, uma compressibilidade de 2,17 vezes a do solo natural, referente a um Potencial de Colapso de 6%. As maiores deformações volumétricas foram 12,1 e 11,3%, referentes aos Potenciais de Colapso 7,7 e 6,8%, verificados com o

solo inundado com os líquidos de pH alcalino, as soluções a base de Água Sanitária e a base de Sabão em Pó, respectivamente. As demais deformações se apresentaram próximas à do solo inundado, com Água Destilada, para os líquidos de pH próximos ao neutro; enquanto o Óleo de Soja, de pH ácido, praticamente não gerou colapso. A inundação do solo, com Água Destilada, sob tensão de 640 kPa, provocou um Potencial de Colapso de 4,8%, enquanto os maiores valores de Potencial de Colapso foram de 6,2 e 5,7%, verificados, após a inundação do solo, com Chorume e Esgoto Bruto, respectivamente, Figura 2.

Caracterização Química do Solo

Os resultados da caracterização química do solo natural e após inundação com os diferentes líquidos são apresentados no Quadro 2. Há alterações significativas nos valores do pH, que passou de ácido, para, praticamente, neutros após inundação com Chorume e com solução a base de Sabão em Pó; na Condutividade Elétrica no Extrato de Saturação passou de condutividade baixa para salino, após inundação com Chorume e solução a base de Sabão em Pó, no grau de saturação por bases, passou de eutrófico para distrófico, após inundação, com Água Destilada, Chorume, solução a base de Detergente Líquido e Óleo de Soja; na saturação por alumínio, passou de não álico para álico, após inundação com Óleo de Soja; e na saturação por sódio passou de baixo percentual para caráter solódico, após inundação com solução a base de Água Sanitária, Chorume e Esgoto Bruto e sódico, após inundação com solução a base de Sabão em Pó.

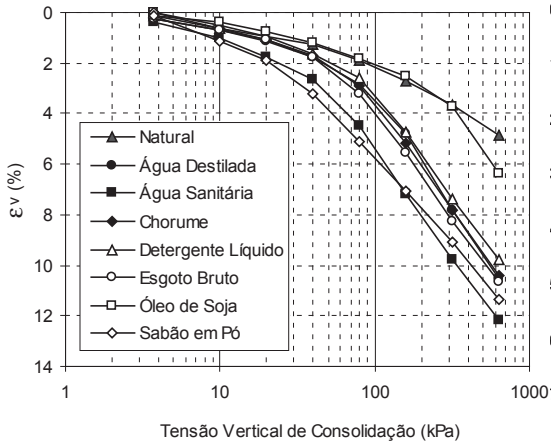


Figura 1. Curvas ε_v versus σ_v (log) - ensaios edométricos duplos.

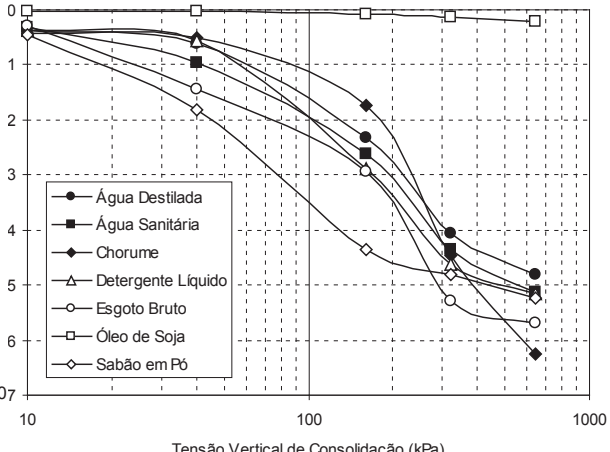


Figura 2. Curvas CP versus σ_v (log) – ensaios edométricos simples.

Quadro 2. Caracterização química do solo antes e após inundação

SOLO	pH	CE	Na^+	K^+	Ca^{2+}	Mg^{2}_{+}	Al^{3+}	H^+	S	CTC	RC	Tr	V	m	$100\frac{Na^+}{T}$
	H_2O	$\mu S\ cm^{-}_{1}$	----------$cmol_c\ kg^{-1}$----------										----------%----------		
Solo natural	4,19	133	0,02	0,15	0,72	2,50	0,60	2,13	3,39	6,12	44,34	68,01	55,40	15,03	0,36
Solo inundado por:															
Água Dest.	4,42	77	0,15	0,18	0,72	1,25	0,60	1,89	2,29	4,78	32,14	53,14	47,94	20,74	3,05
Água Sanit.	4,64	95	0,50	0,23	0,68	2,30	0,60	1,88	3,71	6,19	47,86	68,75	59,92	13,93	8,01
Chorume	6,83	438	1,04	0,44	0,64	1,40	2,00	1,52	3,51	7,03	61,26	78,15	49,95	36,28	14,74
Detergente	4,47	61	0,09	0,14	0,24	1,50	0,40	1,60	1,98	3,98	26,41	44,18	49,70	16,83	2,36
Esgoto Bruto	4,50	301	0,70	0,15	0,56	1,60	0,40	1,62	3,01	5,03	37,89	55,89	59,84	11,73	14,00
Óleo de Soja	3,64	79	0,02	0,11	0,24	1,00	2,00	10,35	1,37	13,72	37,49	152,49	10,01	59,28	0,16
Sabão em Pó	6,83	526	2,68	0,17	0,36	1,30	2,00	1,15	4,51	7,66	72,32	85,09	58,87	30,73	34,96

Legenda (fórmulas utilizadas): $S = Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+}$; $CTC = Na^+ + K^+ + Ca^{2+} + Mg^{2+} + Al^{3+} + H^+$;
$RC = 100\frac{S + Al^{3+}}{arg\,ila(\%)}$; $Tr = 100\frac{CTC}{argila(\%)}$; $V = 100\frac{S}{T}$; $m = \frac{100Al^{3+}}{S + Al^{3+}}$.

Influência das Propriedades dos Líquidos

A influência da tensão superficial dos líquidos, utilizados para inundação do solo, foi analisada, durante a inundação, nos ensaios edometricos simples. As deformações dos solos, inundados com líquidos, com menores tensões superficiais levaram mais tempo para estabilizar (Figura 3a). O pH dos líquidos utilizados para inundação é o correlacionado com os Potenciais de Colapso do solo, na tensão de 160 kPa, como mostrado na Figura 3b. Observa-se a tendência a Potenciais de Colapso, mais altos, para líquidos com pH mais alcalinos. A condutividade elétrica dos líquidos, utilizados para inundação, influencia na mobilidade dos íons no solo. O solo apresentou Potenciais de Colapso mais altos, quando inundado com líquidos de boa condutividade.

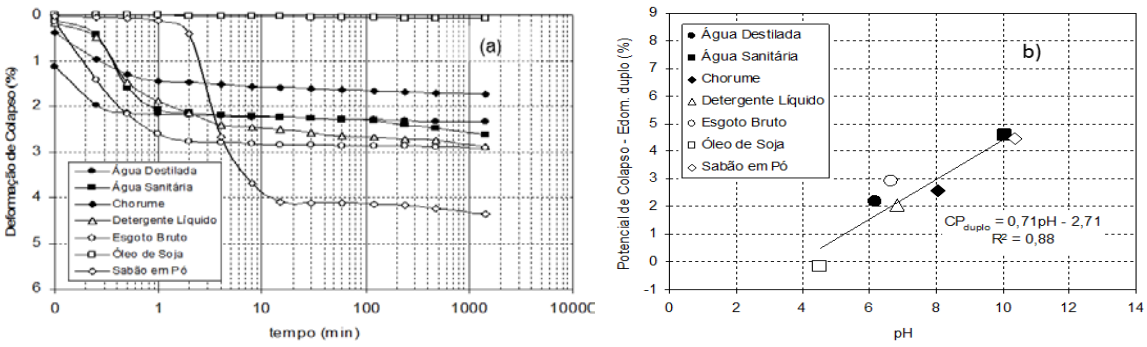


Figura 3. Deformação de colapso versus t (log) com σ_{vi} de 160 kPa, com diferentes líquidos de inundação (a) e variação do potencial de colapso do solo, sob tensão de 160 kPa, com o pH dos líquidos de inundação dos ensaios edométricos duplo (b).

CONCLUSÕES

Os resultados dos ensaios edométricos, para o solo compactado com γ_d = 16,50 kN m^{-3} e wc = 3,50 %, indicam que o colapso do solo está associado, não só, à redução da sucção, como também, às interações físico-químicas, entre solo e líquido de inundação. Este fato sugere que a infiltração de diferentes líquidos, por vazamentos acidentais, por rupturas de reservatórios e tubulações, pode provocar colapso do solo maior que os ocasionados na estação chuvosa.

As propriedades físico-químicas dos líquidos, utilizados para inundação do solo, mostraram influência na interação com o solo. Quanto menor a tensão superficial do líquido, maior o potencial de molhabilidade do solo. No entanto, a interação solo-líquido ocorre de forma lenta; os líquidos de pH alcalino mostram uma tendência a produzir Potenciais de Colapso do solo mais altos e os líquidos com maiores condutividades, apresentam uma leve tendência a definir Potenciais de Colapso do solo mais altos. No entanto, deve-se analisar o conjunto de fatores que influenciam no comportamento colapso do solo, e não atribuí-lo apenas a um fator isolado.

A caracterização química do solo, após colapso, mostra grandes alterações da composição química, principalmente, nas amostras de solo, após inundação com chorume, solução a base de sabão em pó e óleo de soja. A análise da interação solo-fluido contaminante indica alterações significativas nos valores do pH do solo, que passou de ácido para praticamente neutro após inundação com chorume e solução a base de sabão em pó; na condutividade elétrica no extrato de saturação, que passa de condutividade baixa para salino após inundação com chorume e solução a base de sabão em pó; no grau de saturação por bases, que passa de eutrófico para distrófico após inundação com água destilada, chorume, solução a base de detergente líquido, e óleo de soja; na saturação por alumínio, que passa de não álico para álico após inundação com óleo de soja; e na saturação por sódio, que passa de baixo percentual para caráter solódico após inundação com solução a base de água sanitária, chorume e esgoto bruto, e sódico após inundação com solução a base de sabão em pó.

É importante destacar a necessidade de uma maior interação entre disciplinas na interpretação das informações dos problemas do solo. Pesquisadores e profissionais de áreas, como agronomia, biologia, geologia, química, matemática, estatística e informática, devem manter um intercâmbio permanente para que seja sempre possível uma visão global e atualizada dos problemas e de suas possíveis soluções.

LITERATURA CITADA

APHA - American Public Health Association. "Standard Methods for Examination of Water and Wastewater" 19th ed. USA, AWWA, WEF. 1995.

CARVALHO, J. C., NUNES, P. M., BERBERIAM, D. & FERREIRA, E. S. Influencia del pH del líquido de saturación en la colapsabilidad. In: CONFERENCIA PANAMERICANA DE MECÁNICA DE SUELOS E INGENIERÍA DE FUNDACIONES. 8, 1987. **Actas...,** Cartagena, Colombia: v. 2, p. 1-8. 1987.

CLEMENCE, S. P. & FINBARR, A. O. Design considerations for collapsible soils. **Journal of the Geotechnical Engineering Division**. ASCE, v. 107, nº GT3, March, p. 305-317, 1981.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. Manual de métodos de análise de solo. 2. ed. Rio de Janeiro. Centro Nacional de Pesquisas de solos, 1997.

EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA -. Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. Centro Nacional de Pesquisa de Solos, Rio de Janeiro, 412p. 1999.

FERREIRA, S. R. M. **Colapso e expansão de solos naturais não saturados devido à Inundação**.1995., 379p. Tese (Doutorado em Engenharia Civil), COOPE/UFRJ. Rio de Janeiro. 1995.

INGLES, O. G. & AITCHISON G. D. Soil-water disequilibrium as a cause of subsidence in natural soils and Earth Embankments. In: INTERNATIONAL SYMPOSIUM ON LAND SUBSIDENCE AIHS. 1969. **Proceedings...**, Tokio, nº 89, v. II, 342 - 353. 1969.

MOTTA, E. Q. Análise do colapso de um solo compactado devido à inundação e à interação solo-líquido contaminante. 2006, 114p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil), UFPE. Recife. 2006.

REGINATTO, A. R. & FERRERO, J. C. Collapse Potential of Soils and Soil-Water Chemistry. In: INTERNATIONAL CONFERENCE ON SOIL MECHANICS AND FOUNDATION. ENGINEERING. 8,1973. **Proceedings…** Moscow, v. 2.2, pp. 177-183.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPq pelo suporte financeiro no desenvolvimento da pesquisa, a Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior – CAPES e ao professor José Edson Gomes de Souza, do Departamento de Química da UNICAP, pela ajuda e acompanhamento na determinação dos índices físico-químicos dos líquidos.

ENCHENTES NO RIO UNA E GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Elisângela Maia de Oliveira[1]; Adson da Silva Gomes Ferreira[1]; Marcondes Albuquerque de Oliveira[2]; Maria Helena Paranhos Gazineu[2]

[1]Aluno(a) do Programa de Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental. Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP. 50740-540. Recife-PE.

[2]Professor(a) do Programa de Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental. Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP. 50740-540. Recife-PE.

helena@truenet.com.br

Resumo. A problemática das enchentes no Brasil é antiga e atinge uma grande parcela da população, principalmente aquela que vive próxima a regiões ribeirinhas e mais desfavorecidas economicamente. O município de Palmares, situado na Mata Sul do Estado de Pernambuco, foi bastante afetado por inundações em junho de 2010. Os danos causados resultaram na necessidade de implementar estratégias para mitigar o problema. O Governo do Estado de Pernambuco procurando dirimir posteriores danos licitou a construção da barragem de Serro Azul no município de Palmares. Desta forma, o objeto de investigação desse trabalho foi analisar as políticas de gestão de Recursos Hídricos e seus reflexos sobre as enchentes provocadas pelo rio Una onde será construída a Barragem de Serro Azul. Os estudos foram realizados através de levantamento documental do Estudo de Impacto Ambiental da construção da Barragem Serro Azul e dos Planos de Recursos Hídricos, Estadual e Municipal. Verificou-se que o crescimento urbano sem planejamento e a inadequada infraestrutura associada à degradação ambiental e as baixas condições de renda da população apontam para a vulnerabilidade a riscos de inundações. O estudo realizado também sinalizou que ações preventivas devem ser inseridas no Plano Diretor do município.

Palavras-chave: Barragens, Legislação Ambiental, Serro Azul.

1. INTRODUÇÃO

Os desastres ambientais, especificamente os relacionados com a água tem se agravado devido ao crescimento demográfico e a ocupação urbana desordenada. Esses desastres tomaram grandes proporções com elevados custos ambientais, econômicos e sociais. Menescal et al. (2004) inferem que os fatores climáticos e fisiográficos são as principais causas das enchentes. O desmatamento e a ocupação desordenada de áreas de várzea são outros fatores que agravam o problema.

O Brasil é o vigésimo terceiro país com maior disponibilidade de água por pessoa no mundo. Sendo grande o potencial hídrico do país há possibilidade de aproveitamento para geração de energia e outros fins. A construção de barragens traz muitos benefícios como exemplo, a contenção de enchentes, um melhor e mais eficiente abastecimento de água, compatíveis com a demanda e em alguns casos a geração de energia. Por outro lado, a construção de um empreendimento como este gera impactos ambientais significativos necessitando de estudos e pesquisas aprofundados para amenizá-los.

O uso da água na bacia do rio Una - PE consiste em atividades como abastecimento público, consumo animal, uso industrial, produção de energia elétrica, além disso, usado para a recepção de efluentes domésticos, industriais e agroindustriais, irrigação, turismo, recreação e lazer, limpeza e pesca. Sendo o regime pluviométrico da bacia associado às condições meteorológicas que prevalecem na região. Essa variabilidade climática causou secas severas e enchentes em diferentes anos. A intensidade das chuvas, com as consequentes enchentes, pode causar perdas materiais e mortes, além de transtornos às vidas de seus habitantes.

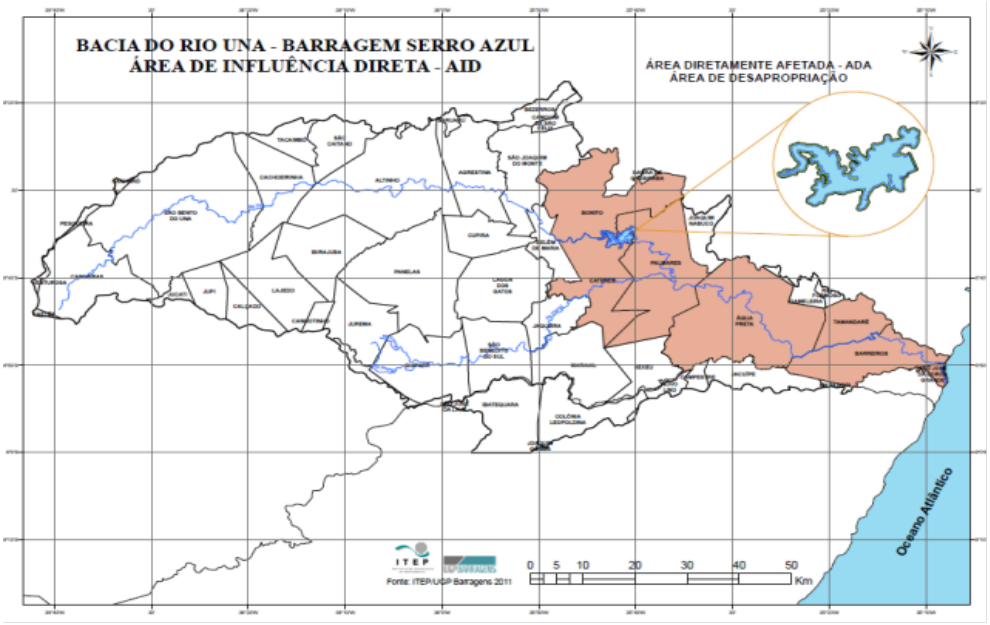
Por fim, as enchentes que afetaram municípios da Mata Sul de Pernambuco, em 2010, fez com que o Governo do Estado estudasse estratégias emergenciais para resolver o problema nos municípios afetados pelas enchentes. O presente trabalho tem como objeto de estudo analisar as políticas de gestão dos Recursos Hídricos e seus reflexos sobre as enchentes ocorridas no município de Palmares, zona da Mata sul de Pernambuco.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O estudo caracteriza-se como uma pesquisa exploratória, descritiva e explicativa. Procedeu-se a realização de pesquisa de caráter teórico visando realizar uma abordagem fundamentada buscando aprofundar o entendimento e a compreensão do fenômeno a partir da problemática das enchentes no município de Palmares. Os procedimentos adotados na presente investigação compreenderam uma pesquisa bibliográfica voltada para a aquisição de dados, análise de documentos baseados no Estudo Impacto Ambiental da Construção da Barragem Serro Azul elaborado pelo Instituto Tecnológico de Pernambuco - ITEP, e legislação referente aos recursos hídricos: Plano Nacional de Recursos Hídricos e Plano Estadual de Recursos Hídricos.

Realizou se um recorte geográfico com a delimitação da bacia do rio Una, com local de estudo inserido na cidade de Palmares, situada na Zona da Mata de Pernambuco. O município em questão foi alvo das enchentes, que no ano de 2010, provocaram grandes estragos na localidade. Tal fenômeno causou danos econômicos, ambientais e sociais, deixando um saldo significativo de pessoas mortas e desabrigadas.

Figura 1. Área de Influência da Barragem Serro Azul na Bacia do rio Una.



Fonte: ITEP UGP Barragens, 2011.

Foram também consultados e analisados o Plano Emergencial para Redução de Riscos no estado de Pernambuco, o Plano Diretor de Recursos Hídricos, o Plano Diretor da cidade de Palmares e o Estudo de Impacto Ambiental da construção da barragem Serro Azul, o Plano Diretor do Município de Bonito, o Atlas da Série de Bacias Hidrográficas de Pernambuco rio Una GL-4 E GL-5, além de dissertações de artigos sobre o tema.

3. RESULTADOS

A análise dos documentos permitiram identificar os fatores que intensificam a ocorrências das enchentes e inundações no município de Palmares, que foram a urbanização crescente sem planejamento, o uso e ocupação das margens do rio Uma, a impermeabilização do solo, a destruição da mata ciliar, a erosão e assoreamento, o acúmulo irregular de lixo, a falta de políticas públicas e execução do plano diretor do município.

No local de estudo, centro do município de Palmares e entorno, observou-se que em muitas áreas, a evidente urbanização não planejada, a retirada da vegetação nas margens do rio que dá lugar a moradias ocupadas pela população menos favorecida, num processo de ocupação desordenada. Esse fato contraria a Legislação Federal, a lei nº 4.771 do Código Florestal, que proíbe a destruição das áreas de vegetação nativa nas margens dos rios. Foram também detectados aterros que levam ao assoreamento do rio, contribuindo para a ocorrência de inundações nos períodos de chuva. Outros fatores, como acúmulo de resíduos sólidos e a impermeabilização constituem importantes problemas de impacto ambiental dificultando o escoamento da água das chuvas.

Diante da atual conjuntura em que se encontram os recursos hídricos em Pernambuco e na região de estudo, as análises e estudos realizados apontam que os principais impactos estão relacionados à mudança na paisagem regional, à instabilidade dos solos no entorno, a destruição da mata ciliar e de Áreas de Proteção Ambiental, o mau uso do solo e o aumento da erosão hídrica. É importante ressaltar que o relevo colinoso e o tipo de solo com baixa capacidade de infiltração contribuem para que tal fenômeno aconteça em períodos de forte precipitação (TUCCI, 2007).

A lei 9.433/97 que rege a Política Nacional de recursos hídricos regulamenta a análise de alternativas de crescimento demográfico de evolução, de atividade produtiva e de modificações dos padrões de ocupação do solo. A mesma lei, em seu Capítulo II, art. 2º tem como objetivos a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais. O Capítulo III da Política Nacional de Recursos Hídricos em seu art. 3º prevê a articulação da gestão de Recursos hídricos com a do uso do solo e a integração da gestão de recursos hídricos com a gestão ambiental.

O município de Palmares está sujeito inundações periódicas por conta das características fisiográficas da localidade e a construção da barragem Serro Azul vem ser uma alternativa viável para conter e mitigar a problemática das enchentes na localidade. É importante ressaltar que a diminuição do risco de inundações à jusante corresponde ao principal impacto positivo da construção da barragem Serro Azul.

No entanto, além da Construção da barragem Serro Azul outras medidas devem ser tomadas a fim de implementar uma política eficaz no combate a fenômenos como as inundações, como: o ordenamento dos usos e ocupação das margens do rio Una no município de Palmares; a recuperação das áreas de Proteção Ambiental principalmente no que se refere as matas ciliares, incentivando o reflorestamento; a implementação de projetos de educação Ambiental para a conscientização da população com relação ao uso racional dos recursos hídricos e a conscientização da comunidade quanto o cumprimento da legislação ambiental.

3.1 A BARRAGEM SERRO AZUL E O PROBLEMA DAS ENCHENTES

Dados do EIA/RIMA da barragem Serro Azul (2011) informam que esse é um dos mais importantes empreendimentos que contempla o sistema de contenção de enchentes do rio Una. No que proporcionará além do controle de enchentes, a melhora do abastecimento público, o favorecimento da pesca, lazer, agricultura e pecuária. A barragem abrange uma população de 59.526 habitantes e limita-se com o município de Bonito, Joaquim Nabuco, Xexéu, Água Preta e Catende.

Essa foi projetada visando o represamento de 303 milhões de metros cúbicos e vazão de 850 litros por segundo. No que inundará uma área máxima de 907 ha. Em função da topografia da região faz-se necessária a construção de uma barragem auxiliar, em terra, cuja finalidade é a contenção das águas do lago formado pela barragem principal. Já que existe uma possibilidade de fuga de água do reservatório, caso não seja executado esse outro barramento.

A construção da barragem Serro Azul implica necessariamente na ocorrência de vários impactos adversos sobre o ambiente cuja importância foi avaliada e coberta por um conjunto de propostas de mitigação e por programas de Controle Ambiental, que permitiram desenvolver a gestão ambiental da área. Entre os impactos positivos encontrados foram o estímulo à economia local e diminuição do risco de inundações.

3.2 O PROBLEMA DA DESAPROPRIAÇÃO

Serão desapropriados cerca de 235 imóveis numa área de 1.693 hectares, incluindo os assentados do projeto de Serra dos Quilombos, onde se encontram cerca de 50 famílias. A área a ser desapropriada, encontra-se ocupada por produtores rurais e suas famílias. As propriedades que tem atividades econômicas na área diretamente afetada pelo empreendimento terão suas atividades cessadas tendo como consequência a diminuição da oferta de alimentos. O impacto gerado pela ausência das atividades deve ser significativo e atinge os agricultores localizados na Área Diretamente Afetada e em menor escala o valor agregado ao PIB dos municípios afetados (ITEP, 2011).

3.3 O IMPACTO SOBRE A ECONOMIA NA REGIÃO

A Barragem Serro Azul possui uma infraestrutura capaz de dar suporte à implantação de projetos econômicos. Possibilita o uso de diversas atividades no turismo podendo ser usadas como instrumento de conservação ambiental, desenvolvimento econômico e inclusão social, através da geração de emprego e renda para a população local e agregando valor ao produto primário. A construção da Barragem Serro Azul estimulará a economia local através da contratação de mão de obra, principalmente em Catende,

Palmares e Bonito e envolve o fornecimento de produtos e serviços, contribuindo para a geração direta de emprego e renda e incentivando de forma indireta a geração de postos de trabalho em outros setores.

3.4 A QUALIDADE AMBIENTAL FUTURA

A construção da barragem Serro Azul implica na ocorrência de vários impactos positivos e negativos. No tocante aos impactos positivos salienta-se o estímulo à economia local; a contratação de mão de obra nos municípios de Palmares, Catende e Bonito; o fornecimento de produtos e serviços ao empreendimento; o incentivo à geração de postos de trabalho em outros setores; a diminuição de risco de inundação; a contribuição para o desenvolvimento sustentável da região.

As intercorrências são a mudança no trajeto da rodovia PE-103 e alteração da construção da ferrovia Transnordestina, que se encontram na área a ser inundada pela barragem Serro Azul. Ademais, a ocupação da área a ser alagada pelo açude Serro Azul é composta por povoados e sítios distantes entre si, ao longo da rodovia PE-103, sendo esta população afetada. Os moradores que habitam essa região e que terão suas casas inundadas vivem na localidade há cerca de 40 anos. A Pousada Engenho Verde, que recebe turistas para o município de Bonito e o povoado com cerca de 30 casas, cooperativas e latifundiários com projetos de reforma agrária serão também afetados pela modificação da paisagem geográfica.

CONCLUSÃO

Os impactos relacionados às enchentes na cidade de Palmares está associada a falta de planejamento urbano, carência de infraestrutura, falta de controle do uso do solo, carência de serviços públicos urbanos, falta de aplicação e desrespeito a legislação ambiental e urbanística, carência de políticas públicas para evitar assentamentos residências em áreas com potencial risco de inundações. A aceitabilidade da população local às irregularidades agrava o problema. O estudo aponta a necessidade de se desenvolver medidas não estruturais como programas de Educação ambiental para conscientizar a população que reside em áreas de risco de enchentes. A inserção do Plano Municipal de Redução de Riscos no Plano Diretor do município, além de um sistema de alerta de enchentes.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem a Unidade de Gerenciamento de Unidade Gestora de Projetos Barragens da Mata Sul (UGP) do Instituto Tecnológico de Pernambuco – ITEP pelo desenvolvimento deste trabalho.

REFERÊNCIAS

BONITO. **Plano diretor participativo e saudável**: município do Bonito. Bonito, PE, 2007.

BRASIL**. Lei n º 9433,** de 8 de janeiro de 1997. **Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos**, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art.21 da Constituição Federal e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989, Brasília, DF, 1997.

INSTITUTO DE TECNOLOGIA DE PERNAMBUCO. **Relatório de Impacto Ambiental: estudo de impacto ambiental – EIA: sistema de controle de cheias da bacia do rio Una – Barragem Serro Azul**. Recife: ITEP/ Unidade Gestora de Projetos Barragens da Mata Sul, 2011. 41 pg.

MENESCAL, R.A.; MIRANDA, A.N.; PITOMBEIRA, E. S.; PERINI, D.S. As barragens e as enchentes. In. SIMPOSIO BRASILEIRO DE DESASTRES AMBIENTAIS, 1.,2004, Florianópolis. **Anais...** Florianópolis; GEDN/UFSC**,** 2004. p.932-942.(CD-ROM).

PALMARES. **Plano diretor participativo do município de Palmares.** Palmares, PE, 2006.

PERNAMBUCO. **Plano estadual de Recursos Hídricos** – Documento síntese. Secretaria de Recursos Hídricos Recife, 1999, 215 p.

TUCCI, C.E.M. **Hidrologia:** Ciência e Aplicação. 4. ed. Porto Alegre: Ed. UFRGS/USP, 2007. 944p.

PERCURSO HÍDRICO: O ENCONTRO DAS ÁGUAS

Enildo Luiz Gouveia
Doutorando em Geografia (UFPB)
Professor do IFPE – Campus Garanhuns
chapeupjmp@gmail.com

Misael José da Silva
Graduando em Geografia – FAMASUL
Estagiário da Rede de Defesa Ambiental
Professor estagiário da Secretaria de Educação do Cabo
misaellogistica@hotmail.com

Resumo

A comunidade científica tem dado um crescente destaque a questão da água. Sua disponibilidade, qualidade, gestão, os desafios ao abastecimento urbano bem como, o combate ao desperdício, são alguns temas que suscitam pesquisas e debates. Nesse contexto, o Encontro das Águas realizado pela Universidade Católica de Pernambuco – UNICAP em parceira com órgãos públicos e com diversas outras entidades, tem se consolidado ao longo de quase uma década (2004 à 2011) com a realização de seis encontros científicos, como um dos principais espaços de discussão da problemática relativa à água e de proposição e divulgação de soluções.

Palavras-chave: Encontro das Águas, UNICAP, Comunidade Científica.

1. Introdução

A importância da água para os seres vivos, particularmente para os seres humanos, perpassa por todas as dimensões. Ao longo do tempo a água foi o motor de fixação de várias civilizações, utilizada para geração de energia, fins religiosos, agricultura, indústria, dessedentação animal, abastecimento humano e para vários outros usos. À medida que os centros urbanos e a população crescem, obter água em quantidade e qualidade passa a ser um dos grandes desafios da humanidade, haja vista o crescimento da demanda e a poluição das águas, oriunda principalmente dos efluentes industriais e domésticos.

O Brasil, apesar de possuir a maior reserva mundial de água doce, algo em torno de 12%, enfrenta em seu território problemas diversos em relação às águas:

> Os diversos estudos já realizados sobre a disponibilidade hídrica apontam para uma escassez absoluta de água doce para 1/3 da humanidade em 2025. Em termos absolutos o Brasil possui uma das maiores reservas de água do globo, cerca de 12% do total. Porém este recurso não está distribuído de forma igualitária no território nacional apresentando, em alguns Estados excesso e em outros, escassez e dificuldades na obtenção. (SASSUNA, 2005; LÚCIO, 2005)

Dessa forma, por exemplo, a Região Nordeste tem sido assolada por períodos de estiagem prolongados (a exemplo do ocorrido em 2012) que tem refletido negativamente na economia, na dinâmica social e na disponibilidade per capta de água, enquanto outras regiões embora possuam maior disponibilidade, enfrentam problemas relacionados a captação, qualidade e rede de distribuição entre outros.

Para compreender melhor esta realidade dos recursos hídricos[1] e também, instituir uma gestão eficaz, dentre outras questões, é necessário o aparato jurídico. Nesse sentido, a Legislação de recursos hídricos no Brasil, notadamente pós-edição da Lei Federal n.º 9.433/1997 (que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH e o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos - SNGRH), estabelece a água como um bem de domínio público e seu uso prioritário para consumo humano e a dessedentação de animais (GOUVEIA, 2010).

[1] O termo Recursos Hídricos é de natureza econômica e tem sido utilizado amplamente como sinônimo para águas.

Além do aparato jurídico, é necessária a participação da sociedade organizada através dos diversos conselhos, entre eles os Conselhos de Bacia Hidrográfica, responsáveis diretos pela gestão dos recursos hídricos, e também, a discussão e difusão de pesquisas relativas ao tema.

Nesse sentido, a UNICAP tem se destacado com a realização no período de 2004 à 2011, de seis Encontro das Águas. Os quatro primeiros foram realizados anualmente e tiveram um caráter nacional. A partir da quinta edição, passou-se a realizar o encontro a cada dois anos e com o caráter internacional. Nesse período, verifica-se uma diversidade de produção científica sobre a temática da água e suas relações (com o solo, com o clima etc) além do aumento no número de profissionais e entidades participantes, o que atesta que a problemática da água ultrapassa barreiras, contempla uma complexidade de relações e sua abordagem situa-se dentro de uma perspectiva interdisciplinar.

2. Objetivos

Geral

Analisar o perfil e a evolução da produção científica durante a realização dos seis primeiros encontros das águas.

Específicos

Identificar as principais temáticas relativas à água abordadas nos trabalhos apresentados durante os encontros das águas;

Elaborar um diagnóstico da produção científica por áreas de conhecimento, instituições e quantidade de trabalhos por edição do encontro das águas.

3. Materiais e método

O estudo sobre recursos hídricos envolve uma variedade de metodologias de análise que buscam ampliar e difundir o conhecimento sobre a realidade hídrica no que tange as mais variadas temáticas como qualidade, saneamento, saúde, gestão entre outras.

Nesse trabalho, a perspectiva metodológica adotada foi a analítica qualitativa-quantitativa. Buscamos, a partir da pesquisa nos Anais dos seis Encontros das Águas realizados até o ano de 2011 pela Universidade Católica de Pernambuco- UNICAP,

identificar as temáticas, o número de artigos por edição, a formação dos principais autores, bem como, as principais instituições que mais estiveram representadas nos artigos e a natureza destas.

Dentro das temáticas destacamos: Saúde e Saneamento, Abastecimento, Gestão e Qualidade. Aqueles artigos nos quais ficou difícil a identificação da temática, ou ainda, a temática abordada não tenha aparecido em um número de vezes considerável, o mesmo foi enquadrado como Outras. Da mesma forma, em relação à formação dos autores onde destacamos: As Engenharias, Biologia, Química, Geografia como as mais presentes. As áreas de formação que apareceram poucas vezes foram enquadradas como Outras, a exemplo de Geologia, Nutrição, Economia etc.

Em relação ao número de artigos, buscou-se verificar a evolução no número de trabalhos inscritos por edição do encontro das águas o que nos ajuda a entender a importância de um evento como este para a comunidade científica em geral. O mesmo se aplica ao levantamento das instituições representadas nos artigos. Para as instituições com apenas uma participação ou ainda, com um número não significativo de artigos, foi atribuído o conceito de Outras a exemplo da USP, UFPBA, UEPB etc.

A partir destes levantamentos, as informações foram lançadas em um bando de dados desenvolvido em planilha de Excel 2007, onde foi elaborada a sistematização das informações com percentuais e gráficos representativos.

Por fim, dispondo dos dados e dos gráficos, estes foram interpretados à luz do aprofundamento teórico sobre a importância da água no debate acadêmico.

4. Resultados e discussões

Os dados levantados foram dados primários, mas, no entanto, nos permitem extrair considerações sobre a evolução da participação e produção científica apresentadas no Encontro das Águas.

Considerando o número de citações nos artigos, apenas o primeiro autor (a), temos o número de produção por instituição. Dessa forma, dentre as cinco mais citadas (Figura 01) temos a UNICAP (20%), UFPE (18%), UFRPE - capital (12%), UFRPE – Serra Talhada (12%) e UFPB (9%). Isto demonstra uma participação mais regionalizada e também, o interesse que as instituições da região tem dado ao Encontro das Águas.

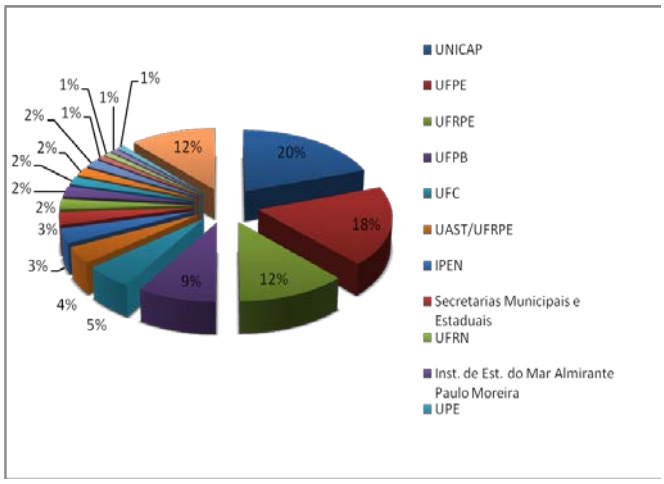


Figura 01 – Participação das instituições

No que se refere a natureza das instituições (Figura 02), vemos a participação majoritária das instituições públicas (72%) contra (28%) das privadas. As instituições designadas como Ongs, não atingiram 1%. Esta participação das instituições públicas demonstra entre outras questões, a importância que estas têm para o desenvolvimento e difusão de pesquisas principalmente na região Nordeste.

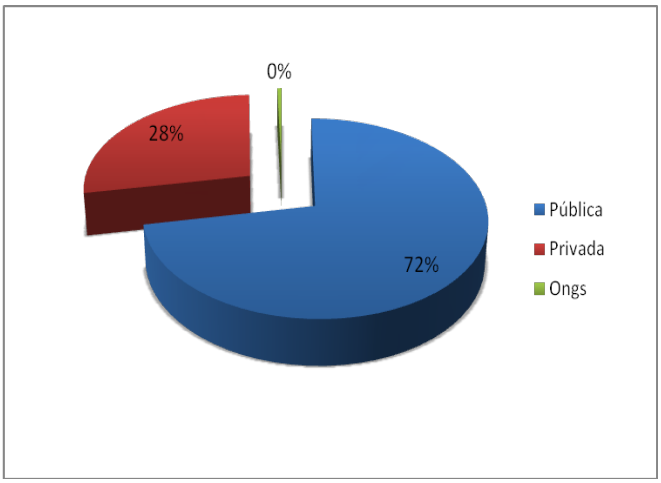


Figura 02 – Natureza das instituições

Considerando as áreas do conhecimento que mais foram citadas nos artigos (Figura 03), tomando como referência apenas o primeiro autor (a), destaca-se em primeiro lugar as Engenharias com 32% totalizando 71 artigos identificados. Destacam-se neste universo, a Engenharia de Pesca com 18 trabalhos, a Engenharia Ambiental com 9, Engenharia Química com 8 e Engenharia Civil com 7 trabalhos. Diversas áreas do conhecimento

tiveram participação com poucas citações, às vezes apenas uma. Estas áreas, que totalizaram 73% dos trabalhos, foram enquadradas na categoria Outras, dentre elas podemos citar: Administração e Desenvolvimento Rural, Gestão e Políticas Ambientais, Nutrição, Recursos Naturais, Educação, Oceanografia entre outras.

Destacam-se ainda, as áreas de Biologia com 15% (34 artigos), Geografia com 13% (29 artigos), Química e Militar com 3% e 2% respectivamente. O número variado de áreas de conhecimento pode ser encarado como um ponto positivo, pois demonstra o quanto a temática envolvendo as águas tem sido objeto de atenção e pesquisa.

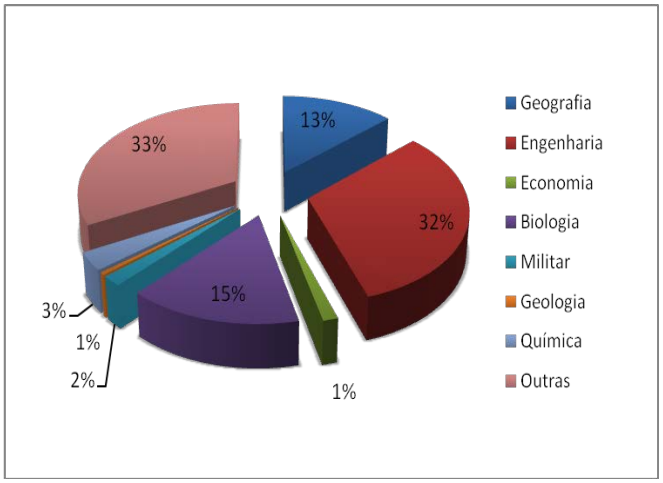


Figura 03 – Participação por áreas de conhecimento

Em relação as temáticas mais abordadas nos artigos (Figura 04), destacamos o tema de Qualidade da água com 45% dos artigos, Saúde e Saneamento com 23% dos artigos, o tema da Gestão com 22% e do Abastecimento com 10%. Em alguns artigos ficou difícil de identificar qual a temática predominante, sendo os mesmos enquadrados na categoria Outros.

Em relação ao grau de formação dos autores, foi considerada apenas a do primeiro autor identificado nos artigos. Dessa forma, nota-se (Figura 05) uma maior participação dos trabalhos de graduados com 42%, de Mestres com 18%, Doutores com 12% e de Especialistas com 4%. Destacam-se ainda os artigos em que o (a) autor (a) não informou sua formação, estes foram enquadrados na categoria Outros.

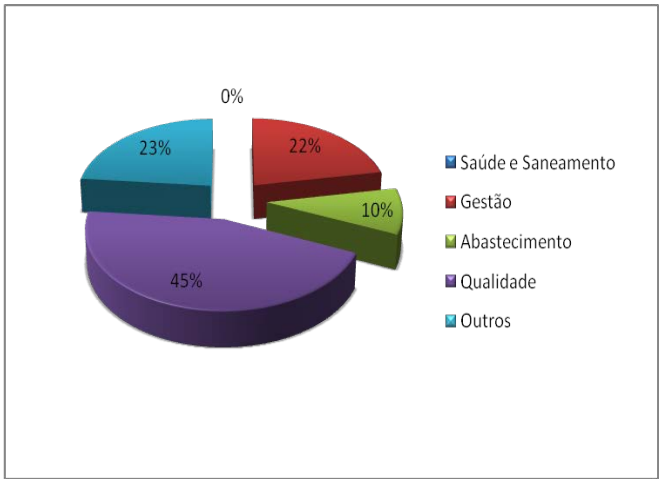


Figura 04 – Temáticas mais presentes nos artigos

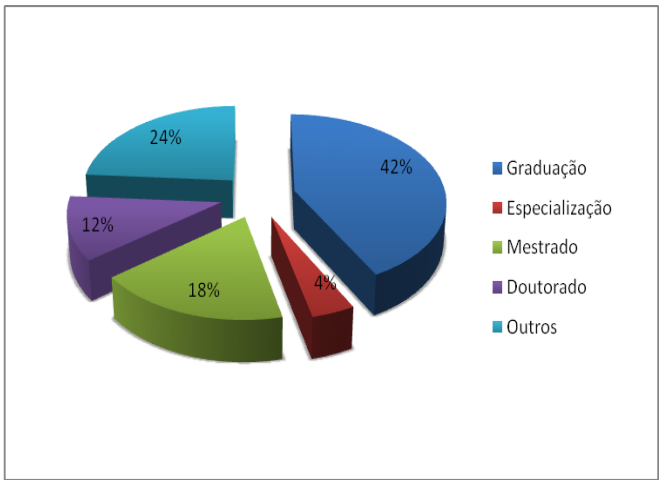


Figura 05 – Grau de formação dos autores (as)

Com relação ao quantitativo de artigos por edição do Encontro das Águas, vale destacar um total de 222 artigos presentes nos seis anais referentes aos seis encontros já realizados. Nota-se (Figura 06) que há uma tendência ascendente na produção de artigos em cada edição do Encontro das Águas. Desde a sua primeira edição em 2004, quando foram publicados apenas 9 artigos, tivemos um aumento significativo, chegando na sexta edição com um total de 105 artigos publicados, ou seja, um aumento de mais de dez vezes em 7 anos. O grande salto verificado entre o quinto e o sexto Encontro das Águas, pode ter sido em função da transformação na abrangência do Encontro que, até a quarta edição era nacional e a partir da quinta edição passou a ser internacional despertando ainda mais o interesse de pesquisadores (as).

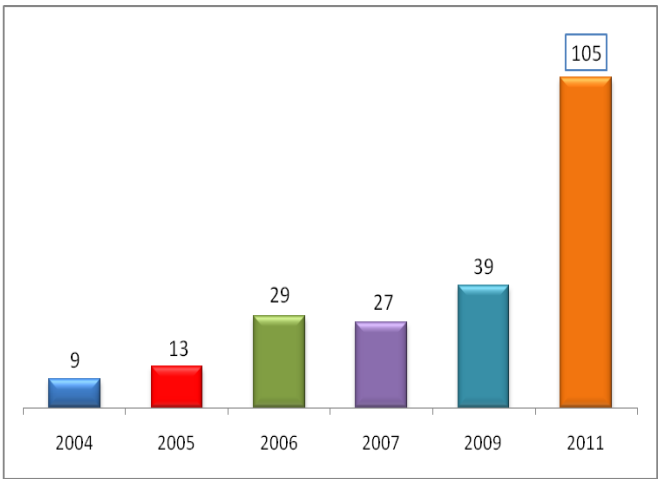


Figura 06 – Quantitativo de artigos por edição

5. Conclusão

Ao analisarmos os dados representados, podemos concluir que o Encontro das Águas vem consolidando sua posição como um dos mais importantes eventos científicos de difusão de conhecimentos. Os trabalhos analisados demonstram uma variedade de público participante o que favorece um maior diálogo com a comunidade científica e também, com a sociedade civil além de apontar soluções para muitos dos problemas enfrentados atualmente em relação a questão da água.

6. Referências

BRASIL. Lei n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos. Brasília, DF, 8 de jan. 1997.

GOUVEIA. Enildo Luiz. Aspectos Ambientais e Gestão dos Recursos Hídricos no litoral sul da Região Metropolitana do Recife – RMR: O caso da Microrregião de Suape. (Dissertação de Mestrado em Geografia - UFPB) João Pessoa: [s.n.], 2010.

LÚCIO, Cláudio José Marinho. Os Recursos Hídricos em Pernambuco. In: MESSIAS, A. Sarconi; COSTA, M. R. Nunes (org.) Água Fonte de Vida. Recife: UNICAP: 2005.

MESSIAS, Arminda Saconi; COSTA, Marcos Roberto Nunes Costa (orgs.). Água subterrânea e dessalinização. UNICAP; Recife: 2006.

_____. Água superficial, residuária e sedimento. Recife; UNICAP: 2007.

_____. Água – tratamentos e políticas públicas. Recife; UNICAP: 2007.

_____. Gestão integrada de ambientes costeiros e impactos ambientais. Recife; UNICAP: 2009.

_____. A influência das mudanças climáticas sobre os recursos hídricos. Recife, FASA: 2011.

SUASSUANA, João. Potencialidades Hídricas do Nordeste Brasileiro: O Uso múltiplo da Água e a Importância do Rio São Francisco. In: MESSIAS, A. Sarconi.; COSTA, M. R. Nunes (org.) Água Fonte de Vida. Recife; UNICAP: 2005.

REMOÇÃO DE *Microcystis aeruginosa* POR COAGULAÇÃO, FLOCULAÇÃO E SEDIMENTAÇÃO UTILIZANDO CLORETO FÉRRICO E SULFATO DE ALUMÍNIO

Erivanna Karlene dos Santos Oliveira[1], Hindria Renally C. Guimarães [2]Aluízio Gonçalves[3], Beatriz Susana O. de Ceballos[4]

[1]Mestranda em Ciência e Tecnologia Ambiental - UEPB (erivannakarlene@gmail.com)
[2]Mestre em Ciência e Tecnologia Ambiental - UEPB. Bolsista DTI (renally@gmail.com)
[3]Graduando em Ciências Biológicas Lic.-UEP (aluizio_biologo@hotmail.com)
[4]Professora Titular/UEPB. Dra em Ciências (Microbiologia Ambiental-USP) bia.cebalos@gmail.com

Rua Baraúnas,351 –Bairro Universitário –Campina Grande-PB, CEP: 58429-500, Fone/Fax:+55(83) 3315-3300

Resumo

Florações de cianobactérias dificultam a potabilização da água, por produzir gosto e odor difíceis de remover e as células colmatam os filtros, diminuindo sua vida útil. De grande importância atual é a liberação de cianotoxinas pelas cianobactérias senescentes que causam intoxicações humanas e alteram teias alimentares. Há relatos de florações de *M.aeruginosa* em numerosos reservatórios do Estado da Paraíba. No método convencional de tratamento de água, coagulação, floculação e sedimentação são fundamentais na remoção de células e determinam a eficiência das operações seguintes. Objetivou-se avaliar a eficiência dos coagulantes sulfato de alumínio e cloreto férrico, na remoção de células inteiras de *Microcystis aeruginosa* sob condições ótimas de coagulação utilizando como referencia cor, turbidez, densidade celular. Foi empregada água de torneira desclorada inoculada com células de *M.aeruginosa* para atingir 10^5 cel.ml^{-1} simulando floração. Nos testes de bancada (*Jar Test*) se usaram concentrações de coagulantes de 10 ate 60mg.L^{-1}, pH de 5,0 ate 8. Cloreto férrico teve melhor redução de células inteiras de *M.aeruginosa* (99%), de turbidez (93%), cor aparente (95%) na dosagem 60mg/L, pH 6. Maiores eficiências com cloreto férrico se obtiveram com pH relativamente altos, resultado interessante porque águas eutróficas possuem pH elevados.

Palavras-chave: cianobactérias, qualidade da água, tratamento convencional

INTRODUÇÃO

Florações de cianobactérias são proliferações massivas destes microrganismos em resposta ao processo de eutrofização dos corpos aquáticos, acelerado pelos impactos atroprogênicos das últimas décadas. Estimulam os florescimentos a alta incidência e longos períodos de luz, altas temperaturas e concentrações elevadas de macronutrienes (compostos de fósforo e de nitrogênio), pH superior a 7, águas paradas ou de lenta circulação e estabilidade da coluna de água, entre outros (BITTENCOURT – OLIVERA, SANTOS, 2010). Essas características são típicas dos açudes do semiárido brasileiro. No estado da Paraíba há registros de cianobactárias e suas toxinas em mais de 10 reservatórios de abastecimento, com florações de *Microcystis aeruginosa, Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii* (MACEDO, 2009; LINS 2010, VASCONCELOS et al, 2011). Florações de cianobatéria são motivo de preocupação na produção de água potável por causa dos metabolitos secundários que liberam durante a senescência e morte celular como as cianotoxinas de elevado poder tóxigênico (hepatotoxinas, neurotoxinas e dermato-toxinas), como evidenciado com as mortes de pacientes de uma clinica de hemodiálise em Caruaro, em 1996 (AZEVEDO, 2002). Outros compostos secundários alteram o gosto e o odor da água (geosmina e MIB). A elevada densidade celular colmata rapidamente os filtros, diminui sua eficiência, consome mais água de lavagem e produtos químicos. Todavia, esses compostos não são facilmente removidos no tratamento convencional que inclui os processos de coagulação, floculação, sedimentação, filtração e cloração, utilizado na imensa maioria das estações de tratamento de água do país. A remoção de células inteiras de cianobactérias reduz significativamente a concentração de cianotoxinas e das substancias produtoras de gosto e odor (Di BERNARDO e DANTAS, 2005; LIBÂNIO, 2010).Considerando que a remoção de células intactas de cianobactérias é de grande importância nas ETAs com tratamento convencional, o trabalho objetivou avaliar a eficiência de dois coagulante (sulfato de alumínio e o cloreto férrico) na remoção de células inteiras de *M.aerugunosa* sob condições operacionais ótimas.

METODOLOGIA

Experimentos em escala de bancada, utilizando *Jar Test*, reproduziram os processos e operações de mistura rápida, coagulação/floculação/sedimentação. Foram

avaliados preliminarmente as melhores dosagens de sulfato de alumínio[$Al_2(SO_4)_3$.14-16 H_2O, PA] e cloreto férrico($FeCl_3$.6 H_2O, PA), pH de coagulação e densidade células remanescentes de *M.aeruginosa* na água sedimentada. Foi usada água potável de torneira proveniente do reservatório Epitácio Pessoa que abastece 400.000 pessoas e apresenta esporadicamente floraçõese cianobacterias .

A água base (AB, de torneira) foi desclorada por repouso durante 24 horas, se adicionou uma cultura de *M.aeruginos* (final de 1^5cél/mL) e se fizeram testes de lise. Os jarros do Jar Test se encheram ate os 2L com a água de estudo – AE (AE=A+*M. aeruginosa*) se adicionaram os coagulantes. Fizeram-se dois conjuntos de testes, um com cloreto férrico e outro com sulfato de alumínio. Foram caracterizas a água da torneira (AB), a agua de estudo (AE= AB+ inóculo de *M .aeruginsa*) e agua decantada (AD), obtidas após dos processo de coagulaçao/floculaçao/sedimentação. Os paranmetros avaliados foram pH, temperatura, cor aparente, turbidez (APHA, 2005) e densidade de *M.aeruginosa* (UTHERMÖHL, 1958). Os parâmetros operacionais nos ensaios de bancada (*Jar test)* foram: Gradiente de velocidade médio de mistura rápida (Gmr) $800s^{-1}$, Tempo de mistura rápida (Tmr) $30s^{-1}$, Gradiente de velocidade médio de floculação (Gfl), Gradiente de velocidade médio de floculação (Gfl) $30s^{-1}$, Tempo de floculação (Tfl) 25 min, Velocidade de sedimentação (Vs) 0,35cm.min^{-1} (PROSAB, 2006 *apud* Santiago (2008). Os ensaios de coagulação foram realizados com pH 5,0; 5,5; 6,0; 6,5; 7,0; 8,0. ajustado com hidróxido de sódio e ácido clorídrico 1,0N. As doses dos coagulantes seiniciaram com 10 mg.L^{-1} variando de 10 em 10 mg.L^{-1} até 60mg.L^{-1}.Os diagramas de coagulação foram construídos para a leitura da densidade celular, pH, turbidez e cor aparente em função das dosagens dos coagulantes

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Antes dos ensaios de coagulação foi realizado um teste de lise celular. Verificou-se que as células de *M.aeruginosa* permaneceram inteiras após de 24 hrs de inoculadas em água da torneira desclorada com pH natural inicial de 7,5, indicando que possíveis rupturas nos ensaios de coagulação seriam conseqüência das condições experimentais e não da água base (AB). O diagrama de coagulação (figura 1) mostra o resultado do teste de lise com a água de estudo.

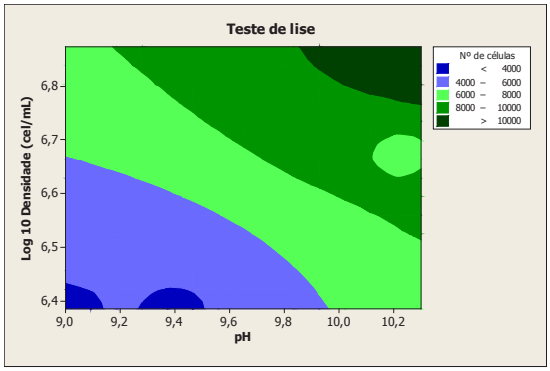


Figura 1. Teste de lise de *M.aeruginosa*.

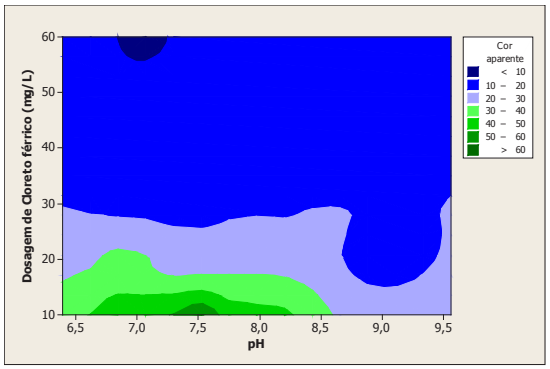


Figura 2. Diagrama de coagulação com cloreto férrico e remanescentes de cor aparente.

Na figura 2 verifica-se menor cor aparente (10-20 uH) em diferentes concentrações de pH, e menor turbidez com pH 9 e 20mg/L $FeCl_3$. O aumento para 30mg/L reduziu a cor aparente e o pH, comportamento também verificado por Santiago (2008) e De Julio et al. (2009). O cloreto férrico teve melhor desempenho na redução da turbidez e cor aparente com o pH ótimo de coagulação de 7,7 próximo ao da água base, indicando não ser necessário adição de ácido ou base. Os flocos formados com as células de *M. aeruginosa*, foram também maiores com cloreto férrico do que com sulfato de alumínio. Santiago (2008) obteve resultados semelhantes. A figura 3 mostra turbidez remanescente de 1,0 uT para dosagem ótima de 30mg/L de cloreto férrico e pH entre 6,5-7,5.

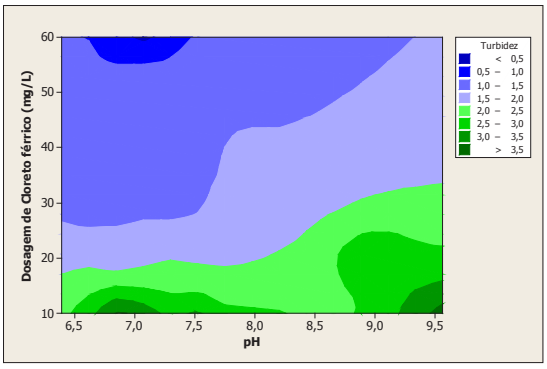


Figura 3: Diagrama de coagulação com o coagulante cloreto férrico hexaidratado ($FeCl_3.6\ H_2O$), com as variáveis pH e turbidez (uT)

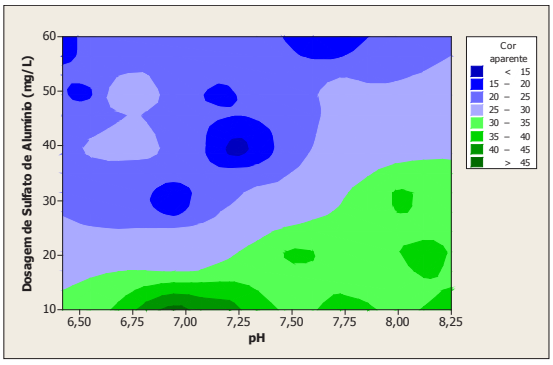


Figura 4: Diagrama de coagulação com sulfato de alumínio com as variáveis pH e cor aparente (uH)

Com 40mg/L sulfato de alumínio e pH 7,25 cor aparente atingiu <15 uH e para 30mg/L e pH 6,5 – 7,015 a cor aparente foi de 20 uH ambos dentro dos valores aceitos para água potável (Portaria 2914/2011-MS). Comparando as dosagens dos coagulantes para atingir os valores da legislação, a concentração necessária de cloreto férrico foi menor que a do sulfato de alumínio. Resultados semelhantes se obtiveram para turbidez.

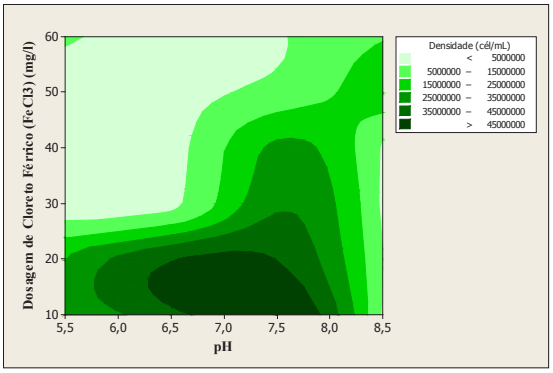


Figura 5: Diagrama de coagulação com cloreto férrico com as variáveis pH e densidade celular.

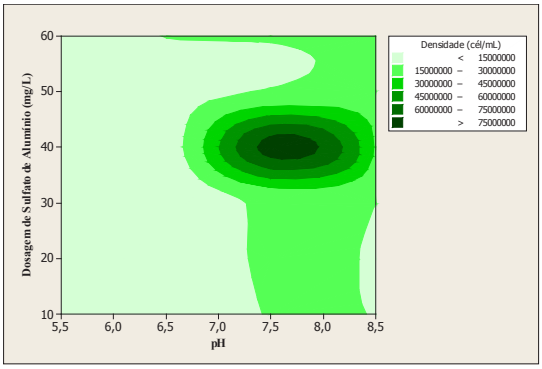


Figura 6: Diagrama de coagulação sulfato de alumínio com as variáveis pH e densidade celular.

A remoção de células inteiras de *Microcystis aeruginosa* com cloreto férrico >30 ml/L (figura 5) foram mais eficientes em pH de 5,5 a 7,5.Para o sulfato de alumínio o pH da solução parece ser a variável de maior importância, pois as dosagens precisam ser aumentadas à medida que a solução se torna mais básica.tal procedimento é realizado para uma melhor tratabilidade da água em função da densidade celular presente na amostra (figura 6). Algo muito semelhante pode ser verificado nos resultados de Santiago (2008), onde as concentrações e dosagens se mostraram muito próximas aquelas utilizadas aqui.

Confirma-se a remoção de células intactas de *Microcystis aeruginosa* por não haver presença de restos celulares na observação microscópica durante a quantificação de células.

CONCLUSÃO

O cloreto férrico foi mais eficiente que o sulfato de alumínio na remoção células íntegras de *M.aeruginosa* na dosagem de 30mg/L. Nessa mesma dosagem se obtiveram os melhores resultados para turbidez e cor aparente. Esse coagulante teve eficiências melhores para valores elevados de pH o qual é um resultado interessante considerando que a maioria das águas eutróficas tem faixas de pH de 7.5 a 9, que variam com a intensidade da atividade fotossintética do fitoplâncton. Estes resultados tem caráter preliminar e deverão ser confirmados com novos testes. Entretanto, deve destacar que houve remoção de células inteiras de *M.aeugisnosa* confirmadas pelas observações microscópicas.

Portanto, águas eutróficas podem ser tratadas pelo método convencional (ou de ciclo completo) sem que ocorra a lise celular e consequente liberação de toxinas. Estudos que incluíam a quantificação de toxinas na água bruta do manancial e após da decantaçao são úteis para confirmar (ou não) a eficiência de remoção de células sem liberação de toxinas . Ainda, as diretrizes da Portaria 2914/2011-MS que determinam a freqüência de amostragem da água do manancial em função da densidade de células do fitoplâncton e obriga a detecção de cianotoxinas quando houver gêneros potencialmente produtores e/ou a densidade celular seja próxima ou igual a 20.000 cel.ml^{-1} devem ser seguidas cuidadosamente pelos gestores e técnicos. Esses dados fornecerem informações valiosas para adoção de medidas preventivas ou corretivas no tratamento, como cuidados específicos na coagulação em eventos de florações e podem ate prever esses eventos.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, S.M.F.O. et al. Human intoxication by microcystin during renal dialysis treatment in Caruaru. **Brazil Toxicology.** p. 441-446, 2002.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C; SANTOS, D.M.S; MOURA, N.A. Toxic cyanobacteria in reservoirs in northeastern Brazil: detection using a molecular method. **Braz. J. Biol**., vol. 70, n. 4, p. 1005-1010, 2010.

DE JULIO, M; FIORAVANTE,D. A; SELHORST FILHO, O; GRAHAM,, N.J.D. Remoçao de cianobactérias de água proveniente de manancial Brasileiro eutrofizado, utilizando os diagramas de coagulação para o sulfato de alumínio e PAC Nº 37, Revista Engenharia civil UM.2010.

DI BERNARDO.L ; DANTAS. A.D. **Métodos e técnicas de tratamento de água**. Vol. 1 e 2. 2°ed. Editora Rima, São Carlos, 2005.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento da água**. Campinas, Átomo. 2010.

LINS, R. P. **Estrutura dinâmica da comunidade fitoplanctônica em um reservatório eutrófico do trópico semiárido brasileiro**. 113 p. Tese (Doutorado em Recursos Naturais). CTRN. Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, PB, 2011.

MACEDO, Daniel. R.G**. Microcistina na água e biomagnificação em peixes de reservatórios de abastecimento público do Estado da Paraíba**. 103 f.

2009. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) - PRODEMA, Universidade Federal da Paraíba- Universidade Estadual da Paraíba, João Pessoa- PB.

SANT'ANNA, C. L; AZEVEDO, M. T. P. WERNER, V. R. DOGO, C. R.; RIOS, F. R.; CARVALHO, L. R. Review of toxic species of Cyanobacteria in Brazil. **Algol Studies.** v. 126, p. 251-265, 2008.

SANTIAGO, L. M. **Remoção de células de cianobactérias por processos de sedimentação e flotação por ar dissolvido: avaliação em escala de bancada**. 125 f. 2008. Dissertação de Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos. Escola de Engenharia da UFMG. Belo Horizonte. 2008.

VASCONCELOS, J.F.; BARBOSA, J.E.L.; DINIZ, C.R.; CEBALLOS, B.S.O. Cianobactérias em reservatórios do Estado da Paraíba: ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. **Boletim Ablimno**, nº 39, 2011.

VARIABILIDADE DE PRECIPITAÇÃO EM ASSENTAMENTOS NO CEARÁ [1]

Fábio dos Santos Santiago[2];Raíssa Rattes Lima de Freitas [3];Nielsen Christianni Gomes da Silva[4]; Ricardo Menezes Blackburn[5]

Resumo: A região Semiárida brasileira está entre os semiáridos mais chuvosos do planeta, com precipitação anual variando de 200 a 800 mm. As chuvas são irregulares no tempo e no espaço e elevadas taxas de evapotranspiração. Compreender a variabilidade das chuvas do Semiárido é fundamental para nortear o planejamento da produção. Neste contexto, o Projeto Dom Helder Camara/SDT/MDA – FIDA/GEF, em parceria com a ONG Esplar, assessoram famílias de agricultores no plantio do algodão com culturas alimentares em bases agroecológicas. Para caracterização do regime de precipitação no período de 2010 a 2012, utilizou-se a distribuição de frequência, análise probabilista, teste de normalidade de Kolmogorov-Smirnov e curva de permanência. Os dados de precipitação foram de três pluviômetros instalados em assentamentos no Sertão Central do Ceará. O objetivo deste trabalho foi avaliar a variabilidade de precipitação, de modo a orientar famílias de agricultores na convivência com o clima do Semiárido. O regime de precipitação apresenta alta variabilidade entre os anos e de um lugar para outro. Portanto, os plantios dos roçados no início da estação é uma estratégia de diminuição de risco de perda da produção.

Palavras-chave: semiárido, precipitação, algodão agroecológico.

INTRODUÇÃO

O regime pluviométrico de uma determinada região mantém uma forte relação com as condições hídricas do solo. O Semiárido do Nordeste do Brasil apresenta irregularidade de precipitação no tempo e no espaço e elevadas taxas de evapotranspiração. Portanto, a ocorrência de chuvas não é garantia que os roçados terão

[1] Artigo escrito para o 7º Encontro Internacional das Águas, 15 a 17 de Maio de 2013.
[2] Coordenador Técnico do Projeto Dom Helder Camara - PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira, 122. Santo Amaro, Recife – PE. fabiosantiago@dom.gov.br.
[3] Estagiária do PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira, 122. Santo Amaro, Recife – PE. raissarattes@dom.gov.br.
[4] Consultor do PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira, 122. Santo Amaro, Recife – PE. nielsen@dom.gov.br.
[5] Consultor do PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira, 122. Santo Amaro, Recife – PE ricardo@dom.gov.br.

safras bem sucedidas. Nesta região é frequente a ocorrência de períodos secos durante a estação chuvosa que, dependendo da intensidade e duração, provocam redução da produção em roçados de famílias de agricultores.

A cultura do algodão herbáceo (*Gossypium hirsutum* L. raça *latifolium Hutch*.) em condições de sequeiro com culturas alimentares destaca-se como uma das mais importantes para a região Nordeste, em especial para famílias de agricultores (BELTRÃO, 2006). A produção de algodão em bases agroecológicas é crescente e representa uma busca pela sustentabilidade dos sistemas agrícolas. Além de despertar o interesse de agricultores familiares pela retomada, em novas bases, do cultivo do algodoeiro, abre possibilidades de acesso ao mercado de algodão orgânico, com vantagens em termos de preços, que chegam a ser 30%, maiores, quando comparados com os do algodão convencional (MEDEIROS, 2012).

A região Semiárida brasileira está entre os semiáridos mais chuvosos do planeta, com precipitação anual variando de 200 a 800 mm. As chuvas são irregulares no tempo e no espaço e elevadas taxas de evapotranspiração. Compreender a variabilidade das chuvas do Semiárido é fundamental para nortear o planejamento de consórcios agroecológicos com algodão e culturas alimentares.

Segundo Righetto (1998), qualquer variável hidrológica, quando analisada experimentalmente, assume valores dependentes do local e do tempo e sujeita as leis probabilísticas. Assis Neto et al. (1996) disseram que ferramentas estatísticas a dados meteorológicos ajudam a compactar e organizar em tabelas, capaz de sumarizar as informações e facilitar a avaliação e planejamento.

Uma das maneiras de organizar os dados de precipitação é agrupar, ajustar em intervalos de classes, determinar a curva de permanência e aplicar o teste de normalidade. As curvas de permanência sintetizam o regime hidrológico de uma bacia hidrográfica. Sua forma e declividade expressam a variabilidade das vazões e são determinadas por características físicas, climáticas e morfológicas, além de representar a relação entre a magnitude e a frequência de vazões, associando o percentual do tempo em que a mesma foi igualada ou excedida ao longo de um período de observação (COSTA, 2012).

Neste contexto, o Projeto Dom Helder Camara/SDT/MDA – FIDA/GEF, em parceria com a ONG Esplar, assessoram famílias de agricultores no cultivo de algodão e culturas alimentares em bases agroecológicas em assentamentos no Território do Sertão Central do Ceará. O objetivo deste trabalho foi avaliar a variabilidade de precipitação, de modo a orientar famílias de agricultores em convivência com clima Semiárido.

MATERIAIS E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido nos assentamentos de Lagoa do Mato e Campo Alegre, localizados em Quixadá/CE (04° 58' 15" S 39° 00' 54" O) e Maraquetá – Quixeramobim/CE (05° 11' 56" S 39° 17' 34" O). O clima da região é tipicamente semiárido (tropical quente de seca acentuada), temperatura do mês mais frio superior a 18 ºC e 7 a 8 meses secos (Bsw'h/Köeppen e 4aTh/Gaussen). A precipitação média anual está em torno de 800 mm e a vegetação regional é do tipo caatinga hiperxerófila (BRASIL, 1973).

No âmbito da ação do Projeto Dom Helder/SDT/MDA – FIDA/GEF, em parceria com o Esplar, os roçados agroecológicos são verdadeiramente espaços para experimentação do plantio de algodão com culturas alimentares, tais como gergelim (*Sesamum indicum)*, feijão caupi (*Vigna unguiculata (L.) Walp*), milho (*Zea mays),* amendoim (*Arachis hypogaea L.)*, jerimum (*Cucurbita spp)* e sorgo (*Sorghum bicolor*), que servem a alimentação das famílias e de forragem para os animais; culturas plantadas em faixas alternadas; adubação orgânica com esterco; plantio em nível; adubação foliar com biofertilizante à base de esterco fermentado; manejo de pragas com técnicas de controle mecânico e biológico; manejo de caprinos e ovinos nas lavouras após a colheita; e controle da erradicação dos restos do algodoeiro após colheita e pastagem dos animais.

Foi instalado em cada área um pluviômetro. O tratamento estatístico aos dados de precipitação foi composto por uma série hidrológica de nove observações entre 2010 a 2012. Para a determinação do intervalo de classes de precipitação foi utilizada a expressão empírica proposta por Sturges (1962), com a seguinte expressão:

$$I = 1 + 3{,}3(log n) \quad (1)$$

Onde:
I= número de intervalo de classes;
n = número de eventos observados;
logn= logarítmo de base 10.

A amplitude foi calculada pela diferença entre os valores máximos e mínimos de precipitação.

$$A = Pmáx - Pmin \quad (2)$$

Em que:
A= amplitude;
Pmáx = maior valor de precipitação no período;
Pmín = menor valor de precipitação no período.

Dividir a amplitude pelo número de intervalo de classes é possível obter a diferença entre os limites superior e inferior:

$$H = \frac{A}{I} \quad (3)$$

Assim:
H= diferença entre os limites superior e inferior;
A= amplitude;
I = número de intervalo de classes.

Para construir a curva de permanência, utilizou-se o Método Probabilístico de Kimball:

$$P(x) = \frac{m}{(n+1)} \quad (4)$$

Onde:
P(x) = probabilidade de acontecer o evento;
n = número de eventos da série;
m= número do termo da série.

O tempo de recorrência ou período de retorno (T) do evento é o período de tempo médio em que um determinado evento deve ser igualado ou superado pelo menos uma vez, mediante a expressão abaixo:

$$T = \frac{n+1}{m} \quad (5)$$

Em que:
T = período de retorno;
n = número de eventos da série;
m = número do termo da série.

A probabilidade de não ocorrer, conhecido também como Índice de Risco é:

$$P' = 1 - P \quad (6)$$

Assim:
P' = Índice de Risco;
P = Probabilidade de acontecer o evento.

Para o teste de normalidade utilizou-se o Teste Kolmogorov-Smirnov, que mede a distância máxima entre os resultados de uma distribuição e os valores associados à distribuição hipoteticamente verdadeira (SILVA, 2012).

$$D = máx\ |F(x) - F(a)| \quad (7)$$

Sendo:
D = diferença máxima entre as funções acumuladas de probabilidade teórica e empírica;
F(x) = função teórica;
F(a) = função experimental

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Fig. 1 representa a curva de permanência da série hidrológica em estudo. A declividade acentuada da curva abaixo caracteriza o regime de chuvas com alta variabilidade no tempo e no espaço.

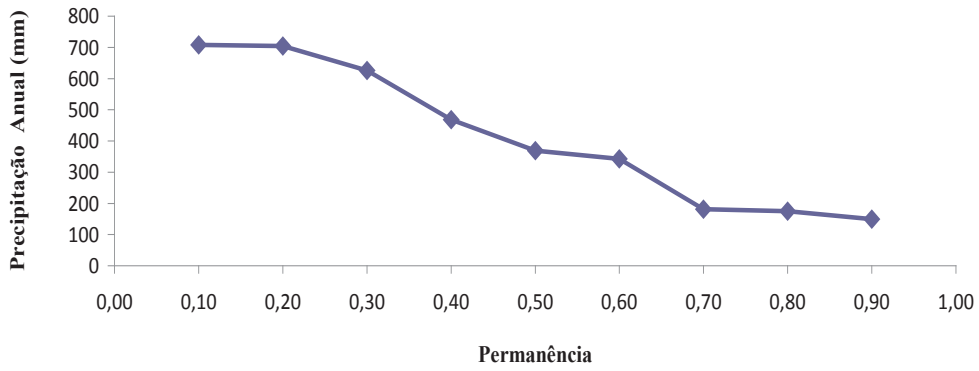


Figura 1. Curva de permanência de precipitação entre 2010 a 2012.

O agrupamento dos dados em classes (blocos) caracteriza a distribuição de precipitação na região em estudo. É possível observar que a frequência relativa (33,33%) para precipitações menores de 300 foi de 33,33% (Tabela 1). Este mesmo comportamento para precipitações entre 567,5mm a 710 mm. Isso denota a variabilidade quantitativa de precipitação e irregularidade de distribuição no tempo e no espaço.

Cirilo (2010) estudou que o clima da região Semiárida é caracterizado por regime de chuvas fortemente concentrado em quatro meses (fevereiro-maio) e grande variabilidade interanual. As fortes secas que afetam a região sempre moldaram o comportamento das populações e foram preponderantes para a formulação de políticas públicas.

Tabela 1. Distribuição de frequência absoluta, relativa e acumulada de precipitação entre 2010 a 2012.

Bloco	Frequência absoluta	Frequência Relativa (%)	Frequência Acumulada (%)
211,25	3	33,33	33,33
353,75	2	22,22	55,56
496,25	1	11,11	66,67
638,75	3	33,33	100,00

O histograma da Fig. 2 agrupa graficamente as observações da Tabela 1.

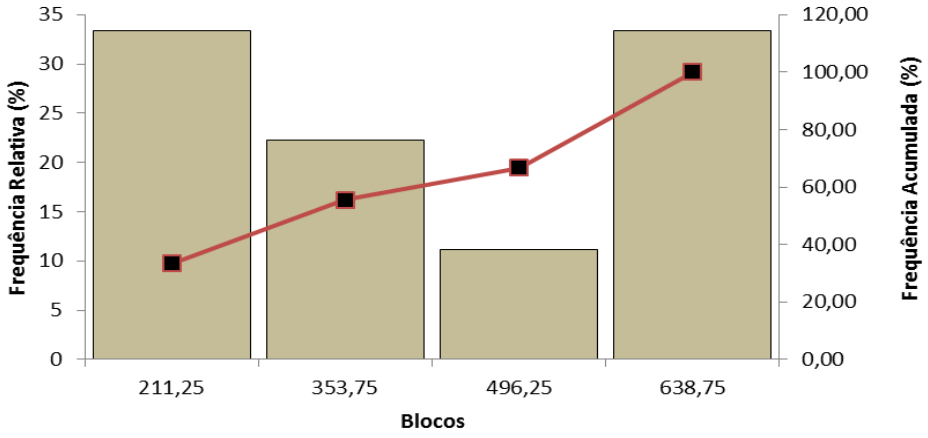


Figura 2. Histograma das precipitações de 2010 a 2012.

As variáveis hidrológicas são aleatórias, pois não seguem uma lei de certeza. Uma variável hidrológica qualquer tem certa frequência ou probabilidade (Tabela 2) de ocorrência. O tempo médio em que a variável pode ser igualada ou superada é denominado tempo de retorno e o de não ocorrer de Índice de Risco. Observa-se na Tabela 2 a variabilidade da distribuição de chuvas com tratamento probabilístico.

Tabela 2. Análise probabilística da série hidrológica entre 2010 e 2010.

m	Precipitação Anual (mm)	Permanência ou Probabilidade (P)	Tempo de Retorno (T)	Índice de Risco (J)
1	708	0,10	10,00	0,90
2	704	0,20	5,00	0,80
3	626	0,30	3,33	0,70
4	468	0,40	2,50	0,60
5	369	0,50	2,00	0,50
6	343	0,60	1,67	0,40
7	181	0,70	1,43	0,30
8	175	0,80	1,25	0,20
9	149	0,90	1,11	0,10

Na Tabela 2 a amplitude entre o maior e menor Índice de Risco é alta. Isso revela a irregularidade da série hidrológica. A probabilidade de ocorre novamente um evento de precipitação anual de 708 mm é 10 % e 90 % de Índice de Risco de não ocorrer. Os dados foram testados e apresentam distribuição normal pelo Teste Kolmogorov-Smirnov a 5% de significância.

CONCLUSÃO

1. O plantio anual de sequeiro de algodão e culturas alimentares agroecológicas na região do Sertão Central do Ceará pode se concentrar no início da estação chuvosa, de modo a mitigar a elevada variabilidade de chuvas da região em riscos com perda de produção.

REFERÊNCIAS

ASSIS NETO, F. et al. Aplicações de Estatística à Climatologia: teoria e prática. Pelotas: editora universitária - UFPel, 1996.

BRASIL. Ministério da Agricultura. Divisão de Pesquisa Pedológica, DNPEA. Levantamento exploratório reconhecimento de solos do estado do Ceará. Recife, Convênios MA/DNPEA - SUDENE/DRN, MA/CONTAP/USAID/ETA, 1973. v.1-2, 502p. (Boletim Técnico, 28)

BELTRÃO, N. E. M. et al. Cultivo do algodão herbáceo na agricultura familiar. Embrapa Algodão, Sistemas de Produção. 1-2a edição. ISSN 1678-8710. Versão Eletrônica. Set/2006.

BUAINAIN, A.M.; DE SOUZA FILHO H.M. Agricultura familiar, agroecologia e desenvolvimento sustentável: questões para debate. II Jornada do Fórum de Desenvolvimento Rural Sustentável. 2006. 79p.

CIRILO, J. A; MONTENEGRO, S. M.G.L.; CAMPOS, J. N. B. A questão da água no semiárido brasileiro. São Paulo. 2010.

COSTA, V. A. F.; FERNANDES W.; NAGHETTINI M. Modelos regionais para Curvas de Permanência de vazões de rios Perenes, intermitentes e efêmeros, com emprego da distribuição Burr XII Estendida. RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 17 n.2 - Abr/Jun 2012, 171-180p.

MARENGO J. A. Vulnerabilidade, impactos e adaptação à mudança do clima no semi-árido do Brasil. Parcerias estratégicas. Brasília, DF. nº 27. Dezembro 2008. 28p.

MEDEIROS, A.A. et al. A Cotonicultura no Estado do Rio Grande do Norte: aspectos históricos e perspectivas. REDIGE v. 3, n. 02, ago. 2012

RIGHETTO, A. M. Hidrologia e Recurso Hídricos. São Carlos: EESC/USP, 1998.

SILVA, B. M. et al. Chuvas Intensas em Localidades do Estado de Pernambuco. RBRH– Revista Brasileira de Recursos Hídricos Volume 17 n.3 - Jul/Set 2012, 135 - 147p.

CONSUMO DE ÁGUA UTILIZADA PELOS DESTILADORES, UERN, CIÊNCIAS BIOLÓGICAS, MOSSORÓ-RN

Francisco Fábio Mesquita de Oliveira
Técnico de laboratório - UERN
E-mail: ffabiomesquita@gmail.com

Louise Duarte Matias de Amorim
Pós graduanda em Ciências Naturais - UERN
E-mail: louiseuern@yahoo.com.br

Francisca Kelia Duarte Dias
Graduanda em Ciência e Tecnologia – UFERSA
E-mail:keliamicrobio@hotmail.com

Ramiro Gustavo Valera Camacho
Prof. Adjunto - Departamento de Ciências Biológicas - UERN
E-mail: ramirogustavo@uern.br

Resumo

Os sistemas destinados à destilação de água, para uso em laboratório, são imprescindíveis para o sucesso das atividades desenvolvidas nesses ambientes experimentais. Geralmente, os procedimentos desenvolvidos nesses locais consomem quantidades significativas de água. Esta maior necessidade também oferece aos laboratórios maiores oportunidades para implementação de formas de gerenciamento que garantam uma maior eficiência no uso da água, especialmente com relação à quantidade de água que eles usam em processos de destilação. Neste trabalho foram avaliados os consumos de água destilada e água de refrigeração utilizada nos laboratórios do Departamento de Ciências Biológicas, da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte. Os resultados obtidos apontam grandes desperdícios desse recurso, principalmente por que os laboratórios que abrigam os destiladores de água não dispõem de sistema de receptação de águas de refrigeração.

Palavras-chave: Água de Refrigeração, destiladores, laboratórios,

INTRODUÇÃO

Os laboratórios de pesquisa e ensino utilizam quantidades significativas de água nos mais variados processos, sendo a destilação simples da água um dos mais presentes no cotidiano da maioria dos laboratórios de pesquisa, ensino e em processos industriais. No entanto, instituições de ensino, de fiscalização do governo, empresas de consultoria ou fábricas geralmente têm tido pouca preocupação em relação às águas residuais produzidas em seus processos analíticos e emitidas de modo descontrolado em corpos aquáticos receptores (JARDIM, 1997). O solvente mais utilizado em laboratório é a água. Esta deve ter pureza adequada e, apesar das possíveis alternativas para se alcançar tal qualidade, a destilação convencional é ainda a maneira mais comum. Embora que o seu funcionamento seja bastante simples, esta técnica acaba por consumir uma considerável quantia de energia elétrica e água, além de cuidados constantes de uma ou mais pessoas do laboratório que se responsabilizam por sua operação (NEVES, 1997).

No processo de destilação, a água é vaporizada através do aumento de sua temperatura. Dentro do aparelho de destilação, a água vinda da rede de abastecimento entra no aparelho através de uma mangueira, sendo aquecida até seu ponto de ebulição (100ºC), onde evapora. O vapor da água sai por um tubo lateral direto para o condensador (lado esquerdo do destilador), onde o vapor se esfria, se condensa, transformando-se em água líquida, que pinga do condensador e fica armazenada para usos posteriores. Essa é a água destilada.

No entanto grande parte da água utilizada no processo de destilação, utilizada como fluido refrigerante, em geral, é completamente descartada. Por exemplo, em um destilador que dissipe em seu sistema de aquecimento potência de 3000 W são descartados aproximadamente 20 litros de água potável, para produzir em torno de 3 litros de água destilada (ASSIRATI, PEREIRA E NUNES, 2011).

Os sistemas destinados à destilação de água, para uso em laboratório, são imprescindíveis para o sucesso das atividades desenvolvidas nesses ambientes experimentais. No entanto, os atuais aparelhos de destilação apresentam um grande inconveniente quanto ao seu desempenho, isto se dar porque esses equipamentos desperdiçam elevados volumes de água, principalmente na etapa de condensação do

vapor, para obtenção de água destilada. Estima-se que, aproximadamente, esse desperdício esteja numa faixa entre 30 e 40 litros de água de refrigeração, por cada litro de água destilada (COSTA; GRILO; SANTOS, 2006). Em ambientes laboratoriais, uma grande preocupação é redução de perdas de água em processos, notadamente na destilação de água (redução de impurezas na água destinada a experiências).

A reutilização das águas possibilita, através do tratamento de efluentes, a recuperação de volumes significativos de água, destinados a usos que requeiram padrões menos exigentes de qualidade, favorecendo a manutenção de mananciais adequados para abastecimento humano (SANTOS; MANCUSO, 2002). Tal conduta, uma vez concretizada, através da aplicação de novas tecnologias e formas de utilização, compatibiliza a relação demanda/oferta de água. Através desta alternativa firma-se um novo conceito de que a água depois de utilizada não pode ser mais descartada, sua adaptação a um novo uso (mediante um tratamento adequado) pode colaborar na redução de escassez hídrica.

METODOLOGIA

Com a finalidade de atingir os objetivos descritos acima foi realizado um levantamento, no período de março de 2013, da situação dos laboratórios da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, em termos de consumo de água destilada e gestão de efluentes líquidos, especificamente águas de refrigeração. O espaço amostral, universo objeto deste estudo, foi de oito laboratórios, reconhecidos no âmbito da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte - UERN, sendo que a maioria abriga atividades de ensino, pesquisa e extensão. Os laboratórios em questão estão vinculados ao Departamento de Ciências Biológicas.

O primeiro passo foi a identificação do número de destiladores que estão em funcionamento no Departamento, listando-os com as seguintes informações: localização do equipamento; identificação; produção de água destilada e a quantidade gasta para refrigerar em uma hora. A partir dos dados coletados realizou-se o cálculo do volume de água de refrigeração descartada, sem reuso, tendo como base o tempo de funcionamento e vazão do efluente/hora. A coleta desses dados teve por objetivo demonstrar a importância e a necessidade de implantação de um sistema de reuso nos laboratórios, onde a água descartada poderia ser armazenada em um depósito e por meio de um

sistema hidráulico ser redistribuída para as torneiras dos laboratórios, com o propósito de ser reutilizada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos dados obtidos foram identificados três laboratórios que possuem destilador de água, sendo que somente dois funcionam plenamente. Diante disso foram realizados coletas da água de refrigeração e água destilada de cada destilador, determinando em seguida o rendimento da produção da água destilada por hora e comparando com o rendimento teórico fornecido pelo fabricante do equipamento.
A tabela 01 apresenta os dados teóricos e reais das águas de refrigeração e os rendimentos teóricos e reais de cada destilador considerado.

CONSUMO DE ÁGUA NOS DESTILADORES DA UERN (DECB)

	QUIMIS – MODELO Q. 341.210	QUIMIS – MODELO Q. 341.25
Água de Refrigeração – Consumo	240	200
Consumo Teórico (L/h)	10	5
Rendimento Teórico – L/h	420	255
Consumo Real de água de refrigeração	8,25	5
Rendimento Real – L/h	2	2
Tempo de Uso Diário - Horas	4	3

Fonte: o autor

O destilador de marca QUIMIS, modelo Q 341.210, instalado no Laboratório de Biologia II (LABBIO II), tem, conforme especificações do fabricante uma vazão de 240 litros de água refrigerada por 10 litros de água destilada. No entanto o referido aparelho, conforme se encontra instalado, apresente um rendimento de 8,25 litros/hora e consumo de água de refrigeração de 420 litros/hora.

Fig.01. Destilador do LABBIO II (QUIMIS –MOD.Q. 341.210)

Fig.02. Destilador do LCTV (QUIMIS MODELO Q. 341.25)



Fig.01. Francisco F. M. Oliveira

Fig.02. Francisco F. M. Oliveira

Geralmente o destilador do Laboratório de Biologia II é ligado durante duas horas por dia em quatro dias da semana, sendo que isso equivale ao consumo de 3360 litros de água de refrigeração por semana.

Já o destilador do Laboratório de Cultura de Tecidos Vegetais (LCTV), o QUIMIS MODELO Q. 341.25 é ligado 2 horas por dia em 3 dias da semana totalizando um consumo de 1020 litros de água por semana. Considerando que um mês tem quatro semanas pode se inferir que os dois laboratórios produzem mensalmente 13440 e 4080 litros de água de refrigeração, respectivamente.

CONCLUSÃO

Com base nos resultados dos dados quantitativos, pode-se concluir que grande quantidade de água de refrigeração é lançada para o esgoto.

Através dos resultados obtidos, recomenda-se a concepção de sistemas de receptação das águas de refrigeração.

REFERÊNCIAS

ASSIRATI, Lucas; PEREIRA, Carlos A. and NUNES, Luiz A. O.. **Sistema de refrigeração cíclico para utilização em destilador térmico.** *Quím. Nova* [online].

2011, vol.34, n.2, pp. 344-345. ISSN 0100-4042.Disponível em:http://www. http://www.scielo.br/pdf/qn/v34n2/31.pdf.Acesso em 02/03/2013.

MANCUSO, Pedro C. S.; SANTOS, Hilton F. dos (Eds). Reuso de água. São Paulo: USP/ Faculdade de Saúde Pública. Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2002.

COSTA, D. M. A. da; GRILO, J. A.; SANTOS, A. A. A. dos. Concepção de uma unidade para destilação de água com reciclo do fluido refrigerante. In:. I Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica. 5p. Natal-RN - 2006. Disponível em: <http://www.redenet.edu.br/publicacoes/arquivos/20081020_084147_MM%20033.pdf pdf>. Acesso em 13/03/2013.

JARDIM, W. E. Tratamento de resíduos e preservação ambiental. Campinas: UNICAMP, 1997. p.3.

NEVES, Carlos A.; GUTZ, Ivano G. R. and LAGO, Claudimir L. do. **Automatização de um destilador d'água.** *Quím. Nova* [online]. 1998, vol.21, n.5, pp. 657-658. ISSN 0100-4042.Disponível em:http://www.scielo.br/pdf/qn/v21n5/2939.pdf. Acesso em 19/03/2013.

CARACTERIZAÇÃO PÓS-COLHEITA DO TOMATE SOB LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO NAS FASES FENOLÓGICAS

Francisco Vanies da Silva Sá[1]*, Lauriane Almeida dos Anjos Soares[2], Marcos Eric Barbosa Brito[3], Geovani Soares de Lima[2]

Resumo – A escassez de água na região semiárida compromete o desenvolvimento das culturas, sendo necessário um manejo que resulte em maior produção e melhor aproveitamento dos recursos hídricos. Objetivou-se caracterizar os aspectos químicos de pós-colheita de frutos de tomate sob lâminas de irrigação nas fases fenológicas. Para tanto, usou-se o delineamento estatístico de blocos casualizados, estudando-se quatro lâminas (60, 80, 100 (testemunha) e 120% da Evapotranspiração da real - ETr), distribuídos em quatro blocos com uma planta por parcela, sendo avaliadas os sólidos solúveis totais, acidez total titulável e o potencial hidrogeniônico, sendo os dados submetidos a análise de regressão polinomial para o fator lâmina em cada fase, por ter havido significância. Os sólidos solúveis totais do fruto do tomateiro foram influenciados pela quantidade de água aplicada, diminuindo à medida que se aumentou a lâmina. Os efeitos das diferentes lâminas de água sobre a cultura do tomateiro resultam em maior acidez total titulável dos frutos quando irrigadas com lâminas de água entre 71 e 112% da ETr, principalmente nas fases vegetativa e de floração. A acidez total titulável foi pouco influenciada na fase de frutificação, havendo pouca diferença entre as lâminas de água. O aumento das quantidades de água aplicada aumenta o PH dos frutos.

Palavras-chave: *Lycopersicon esculentum*, Escassez de água, Irrigação

INTRODUÇÃO

O tomateiro é uma das hortaliças mais cultivadas no mundo, correspondendo a uma atividade expressiva no Brasil, chegando a atingir, em 2011, pouco mais de 4.400.000 toneladas de frutos produzidas, cultivadas em cerca de 71 mil hectares e produtividade IBGE (2011).

*Autor correspondente
[1]Graduando em Agronomia, CCTA/UFCG, Pombal, PB, vanies_agronomia@hotmail.com
[2]Eng. Agrônomo, Pós-graduando em Engenharia Agrícola, CTRN/UFCG, Campina Grande, PB, laurispo@hotmail.com; geovanisoareslima@gmail.com
[3]Eng. Agrônomo, D.Sc. Prof. do CCTA/UAGRA/UFCG, Pombal – PB, Brasil, marcoseric@ccta.ufcg.edu.br

A região semiárida nordestina, embora possua potencial para o cultivo desta hortaliça, apresenta um regime irregular de chuvas e elevada taxa de evaporação, onde a reposição de água ao solo por meio da irrigação constitui um fator de aumento de produtividade e diminuição de riscos, influindo na qualidade e quantidade de frutos, entre outros fatores de produção (MAROUELLI et al., 2002).

Segundo Marouelli e Silva (2006), as hortaliças são culturas bastante susceptíveis às deficiências hídricas, principalmente às grandes variações do nível de água no solo, resultando num crescimento reduzido e desuniforme dos frutos. Dentre essas, destaca-se o tomateiro. Ainda, segundo os mesmos autores, em vários trabalhos podem ser constatados que a suplementação de água por meio da irrigação, na cultura do tomateiro, constitui um fator de aumento de produtividade e diminuição de riscos, uma vez que essa hortaliça apresenta nas fases de desenvolvimento e produção bastante exigente com necessidades hídricas totais, após o transplantio, entre 400 e 600 mm, dependendo do clima (SILVA et al., 2000).

Ressalta-se que o uso de água pelas plantas e, portanto, todos os processos fisiológicos, estão diretamente relacionados ao seu status no sistema solo-água-planta; sendo assim, o conhecimento das inter-relações entre esses fatores é fundamental para o planejamento e operação de sistemas de irrigação para se obter máxima produção e boa qualidade do produto (TRANI e CARRIJO, 2004).

O ciclo do tomateiro pode ser dividido em três fases distintas, a primeira fase tem duração de quatro a cinco semanas aproximadamente, vai do transplante das mudas até o início do florescimento; a segunda fase tem duração de cinco a seis semanas, iniciando-se por ocasião do florescimento e terminando no início da colheita dos frutos; a terceira fase vai do início ao final da colheita (ALVARENGA, 2004).

Alvarenga (2000) menciona que a demanda máxima de água pelo tomateiro ocorre durante a floração e o crescimento dos frutos, entretanto, a irrigação excessiva durante o período de floração, tem provocado aumento na queda de flores e redução no estabelecimento de frutos, o que pode causar, também, crescimento vegetativo excessivo, atraso na maturação e maior ocorrência de doenças.

Neste sentido, objetivou-se avaliar o efeito de diferentes lâminas de água aplicado em diferentes fases fenológicas, sobre a qualidade pós-colheita do tomate.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em casa de vegetação, do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande, Pombal-PB, usando-se um delineamento experimental em blocos casualizados, em esquema fatorial (4 x 3), sendo quatro lâminas de irrigação aplicadas em três fases de desenvolvimento, distribuídas em quatro blocos com uma planta por parcela.

O primeiro fator foi composto por quatro lâminas de irrigação (60, 80, 100 (testemunha) e 120% da Evapotranspiração da real - ETr) distintas por meio do número de gotejadores disponível em cada planta, sendo 3, 4, 5 e 6, respectivamente, destacando-se que o tempo de irrigação de cada tratamento foi mensurado através do consumo das plantas sob 100% da ETr, usando-se do método da lisimetria de drenagem, assim como descrito em Bernardo et al. (2006). Tal volume consumido pôde ser convertido em Evapotranspiração real, pela divisão com a área do lisímetro. Assim, para irrigação dos outros tratamentos multiplicou-se o valor da ETr obtida pela percentual de evapotranspiração de cada tratamento.

As lâminas de irrigação foram aplicadas nas três fases de desenvolvimento da cultura (Vegetativo, Floração e Frutificação) do tomateiro, sendo estas descritas da seguinte maneira: a primeira, com duração de três a quatro semanas, teve início aos 15 dias após transplante (DAT) e foi finalizada com o florescimento, aos 41 DAT, a segunda fase, que se estendeu por seis semanas, foi iniciada aos 41 DAT e finalizada aos 82 DAT, com inicio da terceira fase, correspondente a frutificação, que perdurou pelo período de 82 a 112 DAT, sendo finalizado com a colheita, conforme é descrito por Alvarenga (2004).

Foram utilizadas sementes do cultivar Super Marmande de tomateiro, apresentando como característica, hábito de crescimento indeterminado, ciclo de 105 dias após a emergência, resistência a Fusarium e Verticillium, frutos do tipo globular com sulcos, peso médio de 180 g, com produtividade média entre 50 e 80 toneladas de frutos comerciais por hectare.

Utilizou-se para o cultivo do tomateiro vasos plásticos de 40 L de capacidade, preenchidos com 4 kg de brita (número zero) a qual cobria a base e 52 Kg de material de solo (franco-arenoso). Os vasos possuíam furos na base para permitir o acompanhamento do volume drenado e consumo de água pela cultura. A adubação foi

feita com base na análise química do solo, segundo recomendações de Eloi (2007) para adubação de plantio e via fertirrigação. Durante a condução do experimento foram realizados tratos culturais, conforme recomendações dispostas em Filgueira (2003)

Para análise do efeito dos tratamentos sobre a cultura determinou-se o teor de sólidos solúveis totais (SST) (ºbrix), acidez total titulável (ATT) (% de ácido cítrico) e o potencial hidrogeniônico pH; a partir do suco (macerado) dos frutos, onde as amostras dos tratamentos e repetições foram realizadas em triplicata, conforme metodologia proposta por Lutz, 1985.

O teor de sólidos solúveis totais foi determinado por meio de refratômetro digital, sendo os resultados expressos em °Brix; a acidez total titulável, através da titulação da polpa com NaOH (0,1N), expresso em g de ácido cítrico/100 g da amostra, conforme Pregnolatto e Pregnolatto (1985); e o pH obtido a partir da polpa, determinado em amostras constituídas de 10 g de polpa em 100ml de água destilada com um pHmetro digital de bancada.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância pelo teste F e, como houve significância, realizou-se análise de regressão polinomial linear ou quadrática para o fator lâmina em cada fase de desenvolvimento da cultura, utilizando-se do software estatístico SISVAR 4.0(FERREIRA, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O incremento da quantidade de água aplicada às plantas de tomateiro ocasionaram redução linear no conteúdo de sólidos solúveis totais (SST), notadamente quando o estresse foi aplicado na fase vegetativa (Figura 1A), sendo esta na ordem de 0,55% por aumento de 20% da Evapotranspiração Real (ETr), ou seja, redução de 1,65% no °Brix dos frutos das plantas irrigadas com 60% da ETr quando comparadas aos frutos das plantas sob lâmina de 120% da ETr. Koetz et al. (2010) em estudos com tomateiro também verificaram redução linear do SST dos frutos, com decréscimos na ordem de 2,34% por incremento de 25% da lâmina de água, as plantas quando submetidas a lâmina de água de 175% tiveram redução no SST de 7,03% em comparação com as irrigadas com a 50% da lâmina de água. Tal resposta pode estar relacionada ao efeito de diluição de açucares, ocasionado pelo aumento da aplicação de água, o que é

interessante, pois pode contribuir para o produtor restringir a aplicação de água no final do ciclo, afim de aumentar a concentração de açucares.

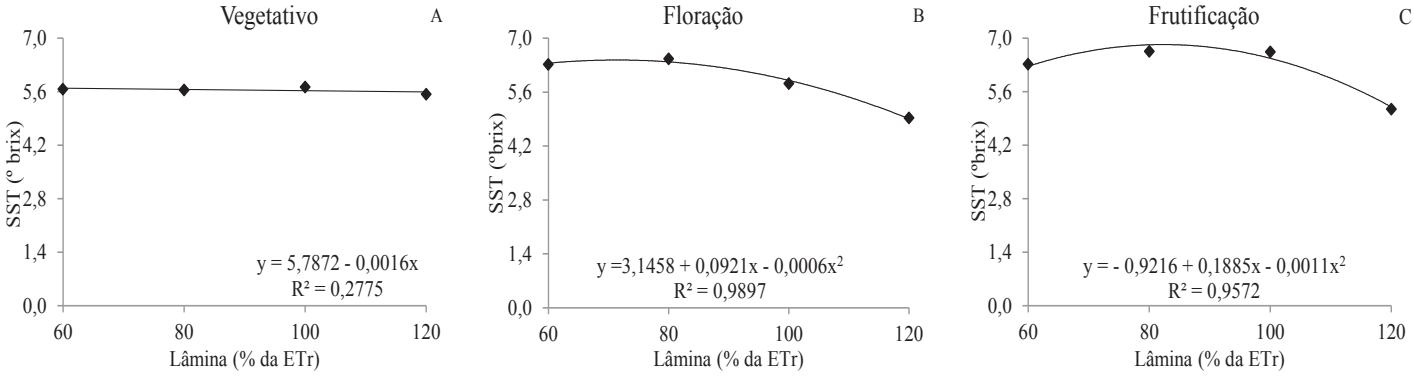


Figura 1.Sólidos solúveis totais (SST) de frutos do tomateiro em função das lâminas de irrigação aplicadas nas fases (A) Vegetativa, (B) floração e (C) frutificação aos 112 dias após transplante. Pombal, PB, 2013.

Já ao aplicar o estresse nas fases de floração e frutificação (Figuras 1B e 1C), a resposta foi quadrática, evidenciando-se maiores valores, em termos de sólidos solúveis totais, nas lâminas de 78 e 86% da ETr, respectivamente, acrescenta-se que as plantas quando irrigadas com essas lâminas possuíam, em média, SST igual a 6,67 e 7,15 °Brix. Segundo Mencarelli e Salveit Jr. (1988), frutos de alta qualidade devem possuir sólidos solúveis superior a 3 ºBrix, enquanto Morgan (1997) sugere valores acima de 5 ºBrix. Desta forma, verifica-se que os frutos, independentemente da fase em que foi aplicado ao estresse, apresentaram alta qualidade, porém, a restrição no volume de água aplicado é uma alternativa para aumentar o teor de açucares.

Verifica-se pelos estudos de regressão (Figura 2A e 2B), em relação às lâminas de água nas fases vegetativa e de floração, que o modelo ao qual os dados se ajustaram melhor, em termos de acidez total titulável (ATT), foi o quadrático, onde nota-se que o intervalo de lâminas de água entre 71 e 112% da ETr promoveu a máxima ATT nas plantas (10 e 5 mg/100g), respectivamente, sendo que a partir destas ocorreu redução na acidez titulável. Comportamento similar foi encontrado por Marouelli e Silva (2008), onde a acidez titulável aumentou linearmente quanto maior a tensão deágua no solo para a qual as plantas foram irrigadas. Assim, plantas submetidas a restriçõeshídricas produziram frutos mais ácidos que aquelas irrigadas com maior lâmina.

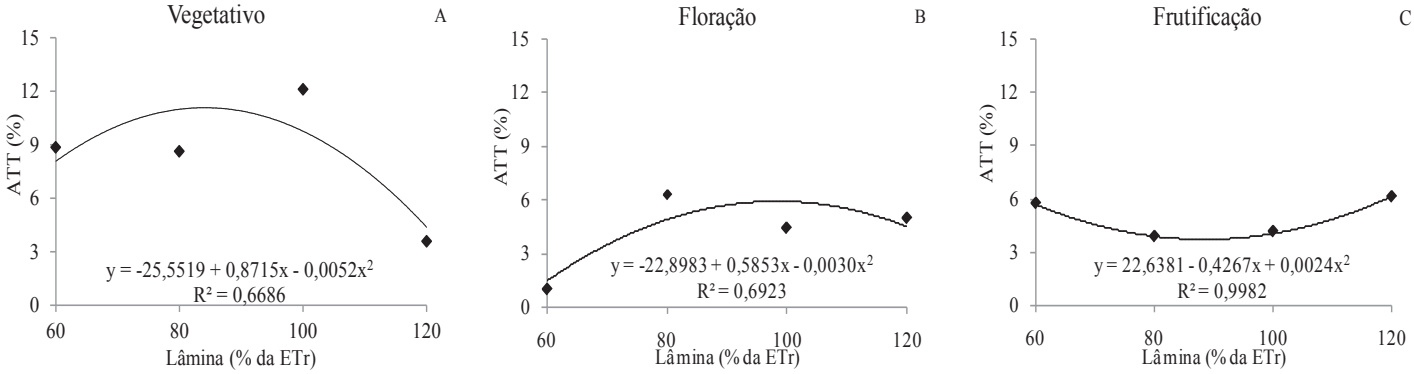


Figura 2. Acidez total titulável (ATT) de frutos do tomateiro em função das lâminas de irrigação aplicadas nas fases (A) Vegetativa, (B) floração e (C) frutificação aos 112 dias após transplante. Pombal, PB, 2013.

Na fase de frutificação (Figura 2C) foi observado comportamento similar, porém, a equação foi inversa, ou seja, quadrática negativa, com isso, os maiores valores em termos de acidez total titulável foram observados em lâminas entre 113 e 120% da ETr. Um aspecto relevante é que, nas plantas sob condições de estresse na fase de frutificação, a ATT foi pouco influenciada, havendo pouca diferença entre os nível de 60 e 120% da ETr, quando comparado aos frutos obtidos de plantas submetidas ao estresse nas outras fases de desenvolvimento.

Estudando-se o potencial de hidrogeniônico em função das lâminas, em cada fase, observa-se, na fase vegetativa, comportamento linear (Figura 3A), ocorrendo um acréscimo de 2,09% no pH dos frutos por aumento de 20% na lâmina de água aplicada, ou seja, aumento de 6,28% no pH dos frutos das plantas irrigadas com 120% da ETr em relação as sob 60% da ETr. Na fase de floração os frutos do tomateiro possuíam em média um pH de 3,8. O incremento da quantidade de água aplicada às plantas de tomateiro na fase de frutificação ocasionaram redução linear no pH dos frutos, sendo esta na ordem de 4,49% por aumento de 20% da ETr, ou seja, redução de 13,49% do pHdos frutos das plantas irrigadas com 120% da ETr quando comparadas as sob 60% da ETr.

Os valores médios do pH dos frutos do tomateiro nas fases de desenvolvimento, variaram de 3,39 a 3,67 (Figura 3). Esses valores estão na faixa encontrada por Shi et al. (1999) e Camargos et al. (2000), que relataram valores entre 3,88 a 4,60 para diferentes

cultivares. De acordo com Pazinato e Galhardo (1997), os frutos produzidos nas diferentes lâminas são considerados ácidos, por apresentarem pH abaixo de 4,5.

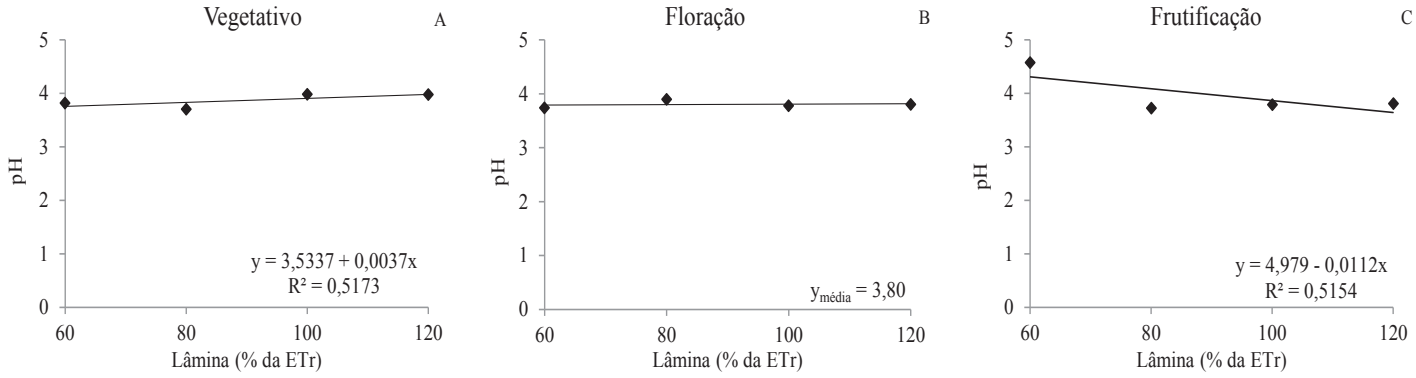


Figura 3. Potencial hidrogeniônico de frutosdo tomateiro em função das lâminas de irrigação aplicadas nas fases (A) Vegetativa, (B) floração e (C) frutificação aos 112 dias após transplante. Pombal, PB, 2013.

CONCLUSÕES

O teor de sólidos solúveis totais dos frutos de tomateiro são influenciados pela quantidade de água aplicada, diminuindo à medida que se aumenta a lâmina de água. Os efeitos das diferentes lâminas de água sobre a cultura do tomateiro resultam em maior acidez total titulável dos frutos quando irrigadas com lâminas de água entre 71 e 112% da ETr, nas fases vegetativa e de floração. A acidez total titulável foi pouco influenciada na fase de frutificação, havendo pouca diferença entre as lâminas de água.As lâminas de água crescente resultam em PH dos frutos mais ácidos.

REFERÊNCIAS BIBLIOGÁFICAS

ALVARENGA, M.A.R. **Cultura do tomateiro.** Lavras: UFLA, 2000. 91p.

ALVARENGA, M.A.R. **Tomate: produção em campo, em casa-de-vegetação e em hidroponia**. Lavras: UFLA, 400p. 2004.

BERNARDO, S; SOARES, A.A.; MANTOVANI, E.C. **Manual de irrigação**. Viçosa: UFV, 625 p. 2006.

CAMARGOS, M.I.de; FONTES, P.C.R.; FINGER, F.L.; CARNICELLI, J.H.A. **Qualidade de tomate longa vida em estufa, influenciada por espaçamento e número de cachos por planta.** In: Congresso brasileiro de olericultura, 40.; congresso ibero-americano sobre utilização de plástico na agricultura, 1., 2000, São Pedro. Anais... Brasília: SOB/FCAV-UNESP, 2000. v.18, p.562-563.

ELOI, W.M. **Níveis de salinidade e manejo da fertirrigação sobre o cultivo do tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill) em ambiente protegido.** PIRACICABA: ESALQ, 111p.Tese (Doutorado em Agronomia). 2007.

FERREIRA, D.F. **Programa Sisvar – programa de análises estatísticas**. Lavras: UFLA. 2003.

FILGUEIRA, F.A.R. **Solanáceas.**1ª Ed., Lavras: Editora UFLA, 2003. 333p.

IBGE – Sidra, **Produção Agrícola Municipal,** 2011. Disponível em: http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/acervo/acervo2.asp?e=v&p=PA&z=t&o=11. Acesso em: 18 mar. 2013.

KOETZ,M.; MASCA,M.G.C.C.; CARNEIRO, L.C.; RAGAGNIN, V.A.; SENA JUNIOR,A.G. de; GOMES FILHO, R.R. Caracterização agronômica e °Brix em frutos de tomate industrial sob irrigação por gotejamento no sudoeste de goiás. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**. Fortaleza, v.4, n.1, p.14–22, 2010.

MAROUELLI WA; SILVA WLC. **Tomateiro para processamento industrial: irrigação e fertirrigação por gotejamento.** Brasília: Embrapa Hortaliças. (Embrapa Hortaliças. Circular Técnica, 30), 32p. 2002.

MAROUELLI, W.A.; SILVA, W.L.C. Irrigação por gotejamento do tomateiro industrialdurante o estádio de frutificação, na região de Cerrado. **Horticultura Brasileira**, Brasília.v.24, p. 342-346, 2006.

MAROUELLI, W.A.; SILVA, W.L.C. **Tensões – limite de água no solo para o cultivo do tomateiro para processamento irrigado por gotejamento.** Brasília: Embrapa Hortaliças,2008. 17 p. (Embrapa Hortaliças. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 37).

MENCARELLI F.; SALVEIT JÚNIOR, M.E.Ripening of mature-green tomato fruit slices. **Journal of American Society Horticultural Science,**v.113, p.742-745, 1988.

MORGAN, L. Hydroponic fruit quality testing. **Pratical Hydroponics &Greenhouses,** n.34, p.21-31, 1997.

PAZINATO, B.C. ; GALHARDO, R.C. **Processamento artesanal do tomate. 2ª impressão.** Campinas: Coordenadoria de Assistência Técnica Integral, 1997. 30 p.

PREGNOLATTO, W.; PREGNOLATTO, N.P. **Normas analíticas do Instituto Adolfo Lutz: métodos químicos e físicos para análise dos alimentos.** 3ª ed. São Paulo: Instituto Adolfo Lutz, 1985. 533p.

SHI, J.X.; LE MAGHER, M.; LIPTAY, A.; WANG, S.L. Chemical composition of tomatoes as affected by maturity and fertigation practices.**Journal of Food Quality, Trumbull**, v.22, p.147-156, 1999.

SILVA, E.L., PEREIRA, G. M., CARVALHO, J.A., VILELA, L.A.A., FARIA, M.A. **Manejo de irrigação das principais culturas**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 89p. 2000.

TRANI, P. E.; CARRIJO, O. A. **Fertirrigação em hortaliças.** Campinas: Instituto Agronômico, 2004. 58 p. (Boletim Técnico, 196).

ESTOCAGEM DO BIOSSURFACTANTE PRODUZIDO POR *PSEUDOMONAS AERUGINOSA* PARA BIORREMEDIAÇÃO

[A] Resultados Parciais do Projeto de Iniciação Científica (PIBIC-UNICAP).

Financiamento: CNPq, TERMOPE, UNICAP.

Gabriel Neves da Motta Silveira[1]; Juliana Moura de Luna[2]; Raquel Diniz Rufino[2]; Leonie Asfora Sarubbo[3]

[1] Graduando em Engenharia Quimica, UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia. [CEP: 52030-000, gabrielneves@msn.com]. Bolsista PIBIC/Voluntário. [2] Pós-Doutorandas (PNPD), UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP. Bolsistas CAPES/FACEPE. [3]Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP.

Resumo

Com o desenvolvimento da zona portuária de SUAPE, em Pernambuco e com a vinda de navios petroleiros que carregarão o petróleo para a Refinaria Abreu e Lima se faz necessário desenvolver tecnologias que amenizem os possíveis impactos ambientais que podem surgir em virtude do transporte de derivados de petróleo. Pensando nisso, o biossurfactante obtido de *Pseudomonas aeruginosa* foi suplementado com 0,2% de sorbato para conservar suas propriedades ao longo de 45 dias visando estudar a estabilidade do biossurfactante como agente de biorremediação. Em seguida, o biossurfactante estocado foi submetido a diferentes pH's, concentrações de sal e temperatura para avaliar a manutenção de suas propriedades em condições ambientais específicas. Os resultados revelaram que o biosurfactante manteve suas propriedades tensoativas ao longo dos dias de estocagem, apresentando resultados positivos para a dispersão do óleo de motor, além de emulsificá-lo completamente. Com isso, o biossurfactante se monstrou adequado para aplicação na biorremediação de um derramamento de derivados de petróleo.

Palavras-chave: surfactante; estabilidade; remediação, petróleo.

INTRODUÇÃO

Desde os anos 70, diversas metodologias vêm sendo utilizadas para detectar a presença de contaminantes no solo ou nos sedimentos. Isto é particularmente importante, uma vez que o despejo indiscriminado, os métodos insuficientes de estocagem de resíduos e o tratamento e disposição desses têm contribuído para a contaminação ambiental (MULLIGAN et al, 2009).

Nesse sentido, a utilização de compostos surfactantes torna-se uma alternativa atrativa na remoção de contaminantes hidrofóbicos gerados pela indústria de petróleo (MUKHERJEE et al., 2006). Os surfactantes são compostos anfipáticos que se particionam, preferencialmente, na interface entre fases fluidas com diferentes graus de polaridade, apresentando várias aplicações industriais. Os surfactantes possuem estrutura molecular com grupos hidrofílicos e hidrofóbicos que exibem propriedades como adsorção, formação de micelas, formação de macro ou micro emulsões, ação espumante, solubilidade e detergência, todas ligadas à capacidade de redução da tensão superficial por essas moléculas (SEYDLOVÁ; SVOBODOVÁ, 2008; TORRES et al., 2011).

Nos últimos anos, os estudos voltados para a produção de biossurfactantes têm se intensificado em função das características desses compostos como biodegradabilidade, baixa toxicidade, especificidade e estabilidade sob condições ambientais extremas de temperatura, pH e salinidade (FELSE et al., 2006; MUKHERJEE et al., 2006). Nesse contexto, as indústrias de petróleo e petroquímica destacam-se como os maiores campos de aplicação dos biossurfactantes.

O Pólo Petroquímico de SUAPE tem permitido ao Estado de Pernambuco alcançar níveis de desenvolvimento elevados em virtude da instalação de inúmeros empreendimentos econômicos. A instalação da Refinaria Abreu e Lima, entretanto, tem despertado a preocupação das indústrias instaladas no seu entorno, que encontram-se sujeitas a perigo iminente de derramamento ou vazamento desses produtos. Portanto, faz-se necessário o desenvolvimento de estratégias tecnológicas para prevenir problemas indesejáveis causados por possíveis acidentes ambientais. Neste caso, o desenvolvimento de uma tecnologia de aplicação de biossurfactante na contenção e degradação de resíduos de derivados de petróleo apresenta-se como solução para evitar danos ao meio ambiente marinho.

Assim, o objetivo desse trabalho foi testar a estabilidade de um biossurfactante visando a formulação de um aditivo que possa ser utilizado na remediação de águas marinhas contaminadas com derivados de petróleo e que garanta a preservação dos recursos marinhos.

MATERIAL E MÉTODOS

Microrganismo: *Pseudomona aeruginosa* (UCP0992) foi utilizada como produtora de agente surfactante. A cultura foi mantida em meio Ágar Nutriente (AN). Repiques foram mensalmente realizados para manter a viabilidade celular.

Substratos: resíduos industriais foram utilizados como substratos. Milhocina e resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal, cedido por uma indústria alimentícia local, foram adicionados ao meio de produção do biossurfactante.

Preparação do inoculo: culturas jovens da bactéria obtidas após 24 horas de cultivo em meio AN foram transferidas para Erlenmeyer contendo 50 mL de Caldo Nutritivo (CN), o qual foi mantido sob agitação orbital de 200 rpm durante um período de 10-14 horas a 37°C para obtenção de uma D.O. (Densidade Óptica) de 0,7 (correspondente a um inóculo de 10^7 U.F.C./mL) a 600 nm. Esta leitura foi utilizada como inóculo na concentração de 1% (v/v).

Meio de produção: para a produção do biossurfactante foi utilizado o meio mineral contendo 2,5 % de milhocina e 2,5 % de resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal (FARIAS et al., 2007). Após o preparo dos meios o pH foi ajustado para 7,0 com auxílio de uma solução 5M de NaOH e estes foram autoclavados a 121°C por 20 minutos.

Produção do biossurfactante: as fermentações para produção do biossurfactante foram realizadas em frascos Erlenmeyer de 500 mL de capacidade, contendo 100 mL do meio de produção e incubados com 1% do pré-inóculo. Os frascos foram mantidos sob agitação orbital de 250 rpm durante 120 horas, à temperatura de 37°C. Ao fim do cultivo, amostras foram retiradas para determinação da tensão superficial.

Conservação do líquido metabólico com propriedade surfactante: o líquido metabólico do biossurfactante produzido foi conservado adicionando 0,2% de sorbato. Em seguida, o líquido metabólico tratado foi estocado à temperatura ambiente ao longo de 45 dias para observação da estabilidade. Testes foram realizados para determinação do tempo de estocagem (0, 15, 30, 45 dias) à temperatura ambiente de 28-30 ºC, verificando-se a tensão superficial, a capacidade de emulsificação e a estabilidade frente a condições específicas como presença de sal (1, 3, e 5%), aquecimento (40 e 50 ºC) e variações de pH (5, 7 e 9). Testes de dispersão/agregação também foram realizados. A tensão superficial foi medida em tensiômetro automático KSV Sigma 700 (Finland) utilizando-se a técnica do anel de NUOY e a determinação da atividade de emulsificação foi analisada conforme descrito por Cooper e Goldenberg (1987) em óleo de motor, óleo vegetal de milho e de soja.

Dispersãode óleo de motor em água do mar pelo líquido metabólico com propriedade surfactante: a capacidade de dispersão ou agregação de óleo de motor foi simulada em laboratório contaminando-se amostras de água do mar coletadas nas proximidades do sistema de captação do sistema gerador de energia da Termelétrica com 5% de óleo. Testes foram conduzidos pela adição do líquido metabólico livre de células após o cultivo nas proporções 1:2; 1:8 e 1:25 (Biossurfactante:Óleo, vol/vol). Os resultados foram observados visualmente e a relação entre o volume necessário de biossurfactante e as dimensões da “gota” calculados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

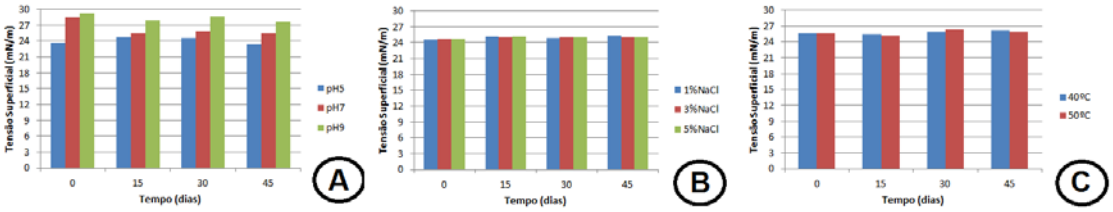
Aplicação do biossurfactante como agente de biorremediação

A figura 1 mostra o comportamento da tensão superficial do biossurfactante produzido por *Pseudomonas aeruginosa* ao variar condições como pH, concentração de NaCl e temperatura.

O líquido metabólico contendo o biossurfactante produzido por *Pseudomonas aeruginosa* demonstrou uma tensão superficial de 27,46 mN/m que se apresentou estável, ao se adicionar sorbato como conservante a uma concentração de 0,2%, no primeiro dia de análise (tempo zero). Levando em consideração que a tensão superficial do pH 7 é o liquido metabólico apenas com a adição de sorbato, nota-se um decaimento

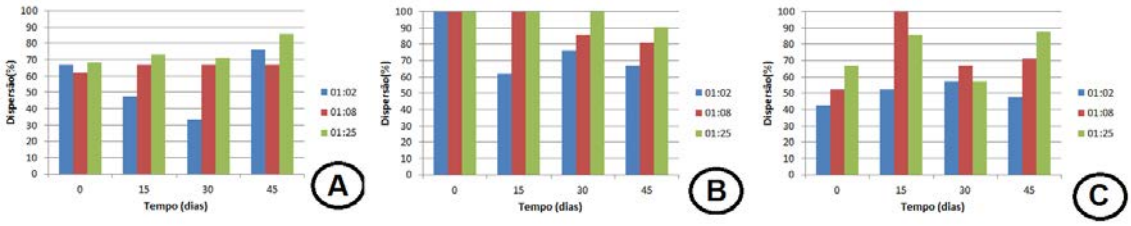
significativo na tensão superficial para todas as condições analisadas, o que não pôde ser observado para o pH 9 no primeiro dia do experimento (dia zero) antes da adição do sorbato e para o pH 7 que se mantem o valor da tensão original do liquido metabólico.

Figura 1- Tensões Superficiais do biossurfactante bruto produzido por *P. aeruginosa* em meio formulado com água destilada contendo 2,5 % de milhocina e 2,5 % de resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal frente a variação de pH (A), concentração de NaCl (B) e Temperatura (C)



Na figura 2 é possível observar o comportamento do biossurfactante atuando como dispersante de óleo de motor nas proporções 1:2; 1:8 e 1:25 (Biossurfactante:Óleo, vol/vol), em que observa-se que ao alterar o pH original do biossurfactante, que é 7 (Figura 2.B) para pH 5 e 9, a sua ação como dispersante começa a decair (figura 2A e 2C), tendo como o melhor resultado de dispersão no 45º dia de analise.

Figura 2- Dispersão de óleo motor em água do mar pelo biossurfactante bruto produzido por *P. aeruginosa* em meio formulado com água destilada contendo 2,5 % de milhocina e 2,5 % de resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal frente a diferentes valores de pH5 (A), pH 7 (B) e pH 9 (C)



A figura 3 mostra a dispersão do óleo motor variando as concentrações de NaCl (1%, 3% e 5%) (Figuras 3A, 3B e 3C, respectivamente), sendo observado que o biossurfactante apresentou melhor resultado na menor concentração de NaCl, obtendo no dia zero, uma dispersão 100% para as diferentes proporções de óleo utilizadas.

A figura 4 mostra o comportamento da dispersão levando em consideração as variações de temperatura as quais o biossurfactante produzido foi submetido a 40ºC (Figura 4A) e 50ºC (Figura 4B) o biossurfactante teve um bom resultado no seu trigésimo dia de experimento com valores próximos a 90% de dispersão do óleo motor.

Figura 3- Dispersão (%) do biossurfactante bruto produzido por *P. aeruginosa* em meio formulado com água destilada contendo 2,5 % de milhocina e 2,5 % de resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal frente a concentração de 1% de NaCl(A), 3% de NaCl (B) e 4% de NaCl (C)

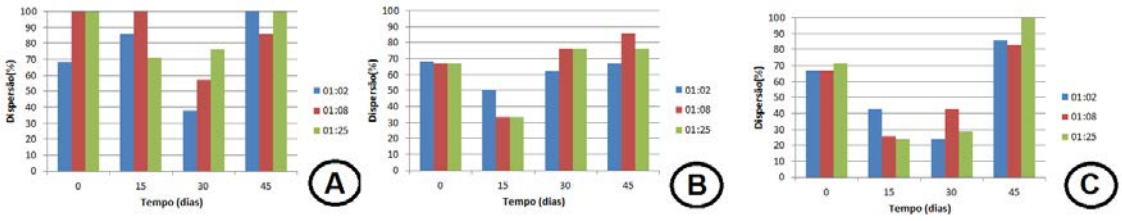
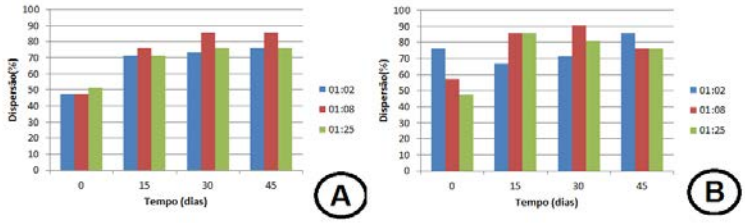
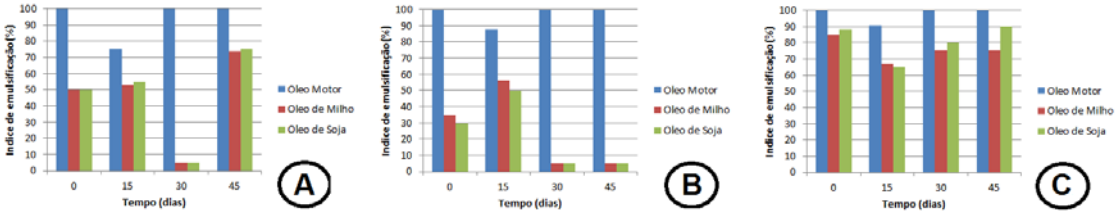


Figura 4- Dispersão (%) do biossurfactante bruto produzido por *P. aeruginosa* em meio formulado com água destilada contendo 2,5 % de milhocina e 2,5 % de resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal frente a temperatura de 40ºC (A) e 50ºC (B)



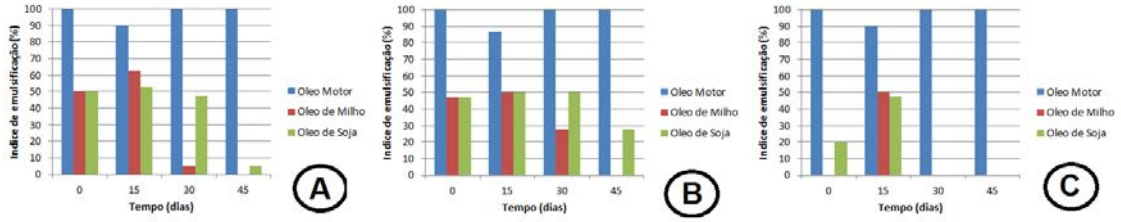
Nos testes para determinação do índice de emulsificação, observou-se que em todas as condições testadas, o biossurfactante produzido conseguiu emulsificar valores de 90% a 100% do óleo de motor. A figura 5 mostra que no pH 9 (figura 5 C) o biossurfactante conseguiu emulsificar bem óleo de milho e de soja chegando a emulsificar até 88,23% dos óleos quando comparado ao pH 7 (Figura 5 B) e o pH 5 (Figura 5 A).

Figura 5- Indice de emulsificação do biossurfactante bruto produzido por *P. aeruginosa* em meio formulado com água destilada contendo 2,5 % de milhocina e 2,5 % de resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal frente a diferentes valores de pH5 (A), pH 7 (B) e pH 9 (C)



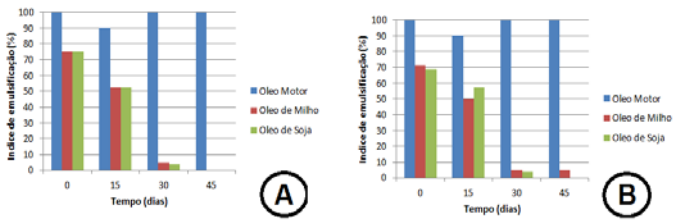
Para as concentrações de NaCl, a figura 6 mostra que o biossurfactante apresentou o melhor percentual de emulsificação 62,5%, para o óleo de milho, quando adicionou-se 1% de NaCl (Figura 6 A) ao líquido metabólico, no décimo quinto dia de experimento. Já na concentração de 3% de NaCl (Figura 6 B) os índices de emulsificação mantiveram-se constantes, tendo uma pequena queda no trigésimo dia. Para a condição contendo 5% de NaCl (Figura 6 C) o biossurfactante apresentou boas emulsões no décimo quinto dia.

Figura 6- Indice de emulsificação do biossurfactante bruto produzido por *P. aeruginosa* em meio formulado com água destilada contendo 2,5 % de milhocina e 2,5 % de resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal frente a concentração de 1% de NaCl(A), 3% de NaCl (B) e 4% de NaCl (C)



Quando o liquido metabólico, contendo o biossurfactante produzido, foi submetido a variações de temperatura (Figura 7), observou-se que houve uma diminuição gradativa na atividade de emulsificação, tanto para o óleo de milho quanto para o óleo de soja. Já para as temperaturas de 40ºC e 50ºC (Figura 7A e 7B) no dia zero foram observados índices de emulsificação com valores de 75% e 70% de óleo de milho e de soja, respectivamente.

Figura 7- Indice de emulsificação do biossurfactante bruto produzido por *Pseudomonas aeruginosa* em meio formulado com água destilada contendo 2,5 % de milhocina e 2,5 % de resíduo de borra de refinaria de óleo vegetal frente a temperatura de 40ºC (A) e 50ºC (B)



CONCLUSÃO

1. O biossurfactante demonstrou um comportamento favorável para futura aplicação em processos de descontaminação de ambientes aquáticos, com pH de 5 a 7 e 5% de salinidade.
2. O biossurfactante pode atuar principalmente como um bom agente de dispersão e emulsificação para o óleo motor, além de apresentar propriedades tenso-ativas, que são favoráveis para a sua aplicação como agente biorremediador em um possível derramamento de petróleo ou derivados.

REFERÊNCIAS

COOPER, D.G.; GOLDENBERG, B.G. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 53, p. 224-229, 1987.

FARIAS, C.B.B.; SARUBBO, L.A. Biossurfactante de Pseudomonas aeruginosa: caracterização, aplicação na remoção de poluentes oleosos e otimização da produção. In: **9ª Jornada de Iniciação Científica da UNICAP**, 9 , Recife , 2007.

FELSE, P. A.; SHAH, V.; CHAN, J.; RAO, K. J.; GROSS, R. A. Sophorolipid biosynthesis by Candida bombicola from industrial fatty acid residues. **Enzyme and Microbial Technology**, 2006..

MUKHERJEE, S.; DAS, P.; SEN, R. Towards commercial production of microbial surfactants. **Trends in Biotechnology**, v. 24, p. 509-515, 2006..

MULLIGAN, C N. Recent advances in the environmental applications of biosurfactants. **Current Opinion In Colloid & Interface Science**, v. 14, p.372-378, 2009.

SEYDLOVÁ, G.; SVOBODOVÁ, J. Review of surfactin chemical properties and the potential biomedical applications, **Central European Journal of Medicine**, v. 2, p. 123-133, 2008..

TORRES, L.; MOCTEZUMA A.; AVENDAÑO, J.R.; MUÑOZ, A.; GRACIDA, J. Comparison of bio- and synthetic surfactants for EOR. **Journal of Petroleum Science and Engineering**, v. 76 p. 6–11, 2011.

IRRIGAÇÃO COM ÁGUAS SALINAS E ADUBAÇÃO NITROGENADA NO CRESCIMENTO DA MAMONEIRA

Geovani Soares de Lima[1]*, Lauriane Almeida dos Anjos Soares[1], Reginaldo Gomes Nobre[2], Hans Raj Gheyi[3]

RESUMO – O uso de águas salinas na agricultura constitui uma alternativa importante e uma realidade cada vez mais próxima, tendo em vista a reduzida disponibilidade de recursos hídricos de boa qualidade e à crescente necessidade de expansão da produção agrícola. Neste sentido, objetivou-se com este trabalho avaliar a influência da irrigação com água de diferentes salinidades associada à adubação nitrogenada, sobre o crescimento da mamoneira cv. BRS Energia, em experimento conduzido em lisímetros sob condições de campo no CCTA/UFCG. Utilizou-se a aleatorização em bloco em esquema fatorial 5 x 4, com três repetições, sendo os tratamentos constituídos da combinação de cinco níveis de condutividade elétrica da água de irrigação - CEa (0,3; 1,2; 2,1; 3,0 e 3,9 dS m^{-1}) e quatro doses de nitrogênio (70; 100; 130 e 160% da recomendação para ensaio). Níveis de CEa maior que 0,3 dS m^{-1} proporcionaram redução na área foliar, no diâmetro de caule e na altura de planta da mamoneira; A aplicação de doses crescentes de N promoveu aumento linear na área foliar; À interação entre os fatores salinidade da água de irrigação versus doses de nitrogênio não afetou nenhuma variável de crescimento avaliada aos 80 dias após o semeio.

Palavras-chave: *Ricinus communis* L., Qualidade de água, Nitrogênio

INTRODUÇÃO

Na busca por fontes alternativas e limpas de energia, têm sido priorizadas, nos últimos anos, as fontes renováveis que não causem impacto negativo ao meio ambiente, e neste sentido, a cultura da mamoneira vem se destacando, tendo consequente expansão de seu cultivo no Brasil devido à possibilidade do uso do óleo de suas sementes como biodiesel (CAVALCANTI et al., 2005). A singularidade do óleo da mamoneira dá-se

*Autor correspondente
[1]Engenheiro Agrônomo, Pós-graduando em Engenharia Agrícola CTRN/UFCG, Campina Grande- PB, geovanisoareslima@gmail.com; laurispo@hotmail.com;
[2] Engenheiro Agrônomo, D.Sc. Prof. do CCTA/UAGRA/UFCG, Pombal – PB, , rgomesnobre@yahoo.com.br
[3] Prof. Visitante Nacional Sênior, UFRB, Cruz das Almas - BA. hans@pq.cnpq.br.

em virtude de sua composição quase exclusiva, com cerca de 90% do ácido graxo ricinoléico que lhe confere inúmeras aplicações, inclusive na fabricação de biodiesel (FREIRE, 2001).

Decorrente da instabilidade climática, a garantia do sucesso de cultivos em regiões semiáridas depende, dentre outras práticas do uso da irrigação; entretanto, devido à pressão antrópica por águas de boa qualidade e à crescente necessidade de expansão da produção agrícola, em todo o mundo, a utilização de águas consideradas de qualidade inferior tem aumentado (ZENG et al., 2001). No entanto, a utilização de águas de qualidade marginal principalmente nas regiões áridas e semiáridas, tem gerado vários problemas ao meio ambiente, como a salinização do solo, em virtude de suas fontes hídricas possuírem, normalmente, elevados teores de sais (RHOADES et al., 2000).

Altas concentrações de sais no solo, além de reduzir o potencial hídrico do solo, podem provocar efeitos tóxicos nas plantas, causando distúrbios funcionais e injúrias no metabolismo (SILVA et al., 2003). Por outro lado, o uso de águas salinas na agricultura fica condicionado à tolerância das culturas à salinidade e ao manejo de práticas como irrigação e adubação, visando se evitar impactos ambientais, com consequentes prejuízos às culturas e à sociedade (MUNNS, 2002).

Dentre as técnicas de manejo, a adubação destaca-se como uma das principais tecnologias utilizadas para incrementar a produtividade e a rentabilidade das culturas (MARINHO et al., 2010) e, dentre os elementos que influenciam o desenvolvimento das plantas, o nitrogênio é de vital importância, por fazer parte da estrutura da planta, sendo componente de aminoácidos, proteínas, enzimas, RNA, DNA, ATP, clorofila dentre outras moléculas (MARSCHNER, 1995). Entre os diversos efeitos da salinidade sobre as plantas, existem evidências de competição na absorção entre nitrato e cloreto, de modo que um aumento na concentração de nitrato na zona radicular pode inibir uma maior absorção de cloreto pela planta (AMOR et al., 2000).

Pelo exposto, objetivou-se com este trabalho avaliar a influência da irrigação com água de diferentes salinidades associada à adubação nitrogenada sobre o crescimento da mamoneira cv. BRS Energia

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado entre setembro de 2011 e janeiro de 2012 em vasos e sob condições de campo no Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande localizado no município de Pombal, PB. Utilizou-se a aleatorização em blocos com três repetições, cujos tratamentos consistiram da combinação de cinco níveis de condutividade elétrica da água de irrigação -CEa (0,3; 1,2; 2,1; 3,0 e 3,9 dS m^{-1}) associados a quatro doses de adubação nitrogenada [70; 100; 130 e 160% da dose recomendada para ensaio em vaso (NOVAIS et al., 1991)].

Os níveis de salinidade foram obtidos a partir da dissolução do cloreto de sódio (NaCl) em água proveniente do sistema de abastecimento local, cuja quantidade (C) foi determinada com base na equação de Rhoades et al. (2000), sendo C (mg L^{-1}) = 640 x CEa (dS m^{-1}), onde a CEa representa o valor desejado da condutividade elétrica da água.

Estudou-se a cultivar de mamoneira 'BRS Energia' que, de acordo com Silva et al. (2009), este material genético possui ciclo de 120 a 150 dias, frutos semi-indeiscentes, teor de óleo nas sementes em média de 48% e produtividade média de 1.800 kg ha^{-1}.

Foram usados no experimento vasos plásticos de 100 L de capacidade, preenchidos com 2 kg de brita (número zero) a qual cobria a base e 107,8 kg de material de solo (tipo areia franca) não salino e não sódico. Os vasos possuíam dois furos na base conectados a recipientes para permitir o acompanhamento do volume drenado e estimativa do consumo de água pela cultura. Os vasos foram distribuídos em fileiras simples espaçados de 0,9 m e 0,7 m entre plantas.

Na adubação de fundação foram aplicados 162,5 g de superfosfato simples, 12 g de K_2SO_4 e 2,2 kg (equivalente a 2,5%) de húmus de minhoca (6,3 g de N kg^{-1}, 1,28 g de P kg^{-1} e 0,53 g de K kg^{-1}) por vaso. O material de solo após acondicionado nos vasos foi posto em capacidade de campo, usando-se as distintas águas conforme tratamentos. O tratamento de adubação nitrogenada foi aplicado via fertirrigação sendo 1/3 aplicado em fundação e os outros 2/3 divididos em 4 aplicações, em intervalos de dez dias a partir de 25 dias após a semeadura (DAS), sendo aplicados por vaso no tratamento N2, 33,34 g de fosfato monoamônio (MAP) mais 8,88 g de uréia.

O semeio foi realizado em 28 de setembro de 2011, semeando-se dez sementes por vaso a 2 cm de profundidade e distribuídas de forma equidistante. Aos 22 DAS realizou-se o primeiro desbaste, deixando-se apenas três plantas por vaso, as de melhor

vigor. Aos 30 e 40 DAS foram realizados novos desbastes, onde eliminou-se em cada um, uma planta por vaso.

Avaliaram-se os efeitos dos tratamentos sobre a cultura aos 80 DAS, mediante a determinação da área foliar (AF), diâmetro caulinar (DC) e altura de planta (AP). A AF foi mensurada conforme metodologia descrita por Severino et al. (2005); o diâmetro de caule foi determinado a 5 cm do colo das plantas e a altura de planta foi definida mensurando-se a distância entre o colo da planta e a inserção do racemo primário.

Os dados obtidos foram avaliados mediante análise de variância pelo teste 'F' ao nível de 0,05 e 0,01 de probabilidade e nos casos de significância, realizou-se análise de regressão polinomial linear, quadrática e cúbica utilizando do software estatístico SISVAR-ESAL (Lavras, MG) (FERREIRA, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Constata-se a partir dos estudos de regressão referente à área foliar da mamoneira (Figura 1A), que o aumento da salinidade da água de irrigação proporcionou comportamento quadrático com decréscimo acentuado da AF, sendo observado maior valor de AF (5973,47 cm^2) ao se irrigar as plantas com CEa de 0,3 dS m^{-1}, e a partir deste nível de salinidade houve redução, com o menor valor de 2504,37 cm^2 obtido nas plantas que foram submetidas a irrigação com água de CEa de 3,9 dS m^{-1}. A redução na área foliar das plantas em condições salinas pode estar relacionada com um dos mecanismos de adaptação da planta ao estresse salino, diminuindo a superfície transpirante. Desta forma, a redução da AF sob tais condições é importante para a manutenção de elevado potencial hídrico na planta (TESTER e DAVENPORT, 2003). Cavalcanti et al. (2005) estudando o efeito de águas salinas no crescimento inicial da mamoneira BRS Nordestina (CEa variando de 0,7 a 4,7 dS m^{-1}) onde observaram que a AF foi afetada pela salinidade, com decréscimo de 6,55% por aumento unitário da CEa.

Com relação ao fator doses de adubação nitrogenada, nota-se pela equação de regressão (Figura 1B) comportamento linear crescente, com acréscimos de 24,53% por aumento de 30% das doses de N, proporcionando incremento de 1377 cm^2 (73,59%) na AF das plantas submetidas a 160% de N em relação as que receberam 70% de N. Tal efeito sobre a área foliar da mamoneira pode ser atribuído às funções do N nas plantas, uma vez que este macronutriente desempenha função estrutural, fazendo parte de

diversos compostos orgânicos vitais para o vegetal, além do que, estudos têm demonstrado que o acúmulo desses solutos orgânicos eleva a capacidade de ajustamento osmótico das plantas à salinidade, e aumenta a resistência das culturas ao estresse hídrico e salino (SILVA et al., 2008).

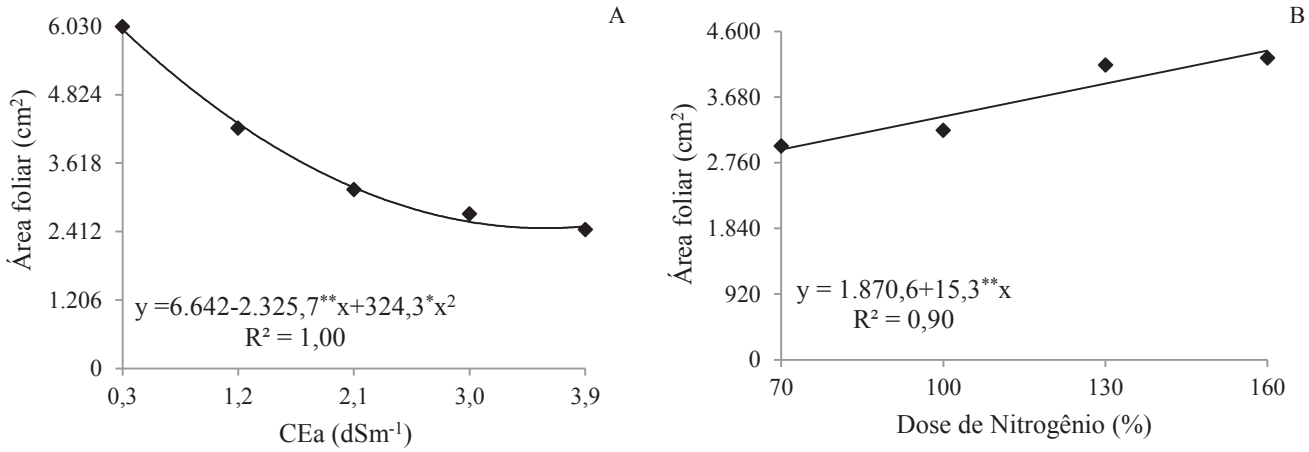


Figura 1- Área foliar da mamoneira em função da condutividade elétrica da água da água-CEa (A) e doses de adubação nitrogenada (B)

O aumento dos níveis de CEa inibiu linearmente o crescimento das plantas de mamoneira, avaliado através do diâmetro caulinar e, conforme equação de regressão (Figura 2A) vê-se redução de 5,4% do DC por aumento unitário da CEa, ou seja, as plantas que foram submetidas a irrigação com CEa de 3,9 dS m^{-1} apresentaram decréscimos de 19,45% em relação as sob menor nível salino. A inibição do crescimento das plantas sob estresse salino pode ocorrer devido diminuição do potencial osmótico da solução do solo, além da possibilidade de ocorrência de toxicidade iônica, desequilíbrio nutricional ou ambos, em função da acumulação em excesso de determinados íons nos tecidos vegetais (FLOWERS, 2004). Lima et al. (2011) ao avaliar os efeitos da salinidade da água de irrigação (CEa 0,4 a 4,4 dS m^{-1}) e doses de adubação nitrogenada, sobre o crescimento inicial da mamoneira cv. BRS Energia, constataram aos 21 DAS redução de 5,5% por aumento unitário da CEa.

Mantendo as tendências já observadas para AF e DC, a altura de planta também foi afetada negativamente pelo aumento da salinidade, e segundo estudos de regressão (Figura 2B) houve decréscimo linearmente da AP, com redução de 4,81% por aumento unitário da CEa, resultando em decréscimos de 17,32% (10,18 cm) na altura das plantas irrigadas com água de 3,9 dS m^{-1} em relação as submetidas a 0,3 dS m^{-1} aos 80 DAS.

Plantas cultivadas sob estresse salino podem ter o crescimento inibido devido os efeitos tóxicos dos sais absorvidos ou pela baixa capacidade de ajustamento osmótico da cultura, que tendem a reduzir a quantidade de água e nutrientes absorvidos e como consequência, a capacidade das plantas crescerem e desenvolverem é afetada negativamente (ARRUDA et al., 2002). Lima et al. (2011), estudando o comportamento da mamoneira cultivar BRS Energia irrigada com águas de CE variando entre 0,4 e 4,4 dS m^{-1}, constataram aos 21 DAS redução na AP de 6,72% por aumento unitário da CEa.

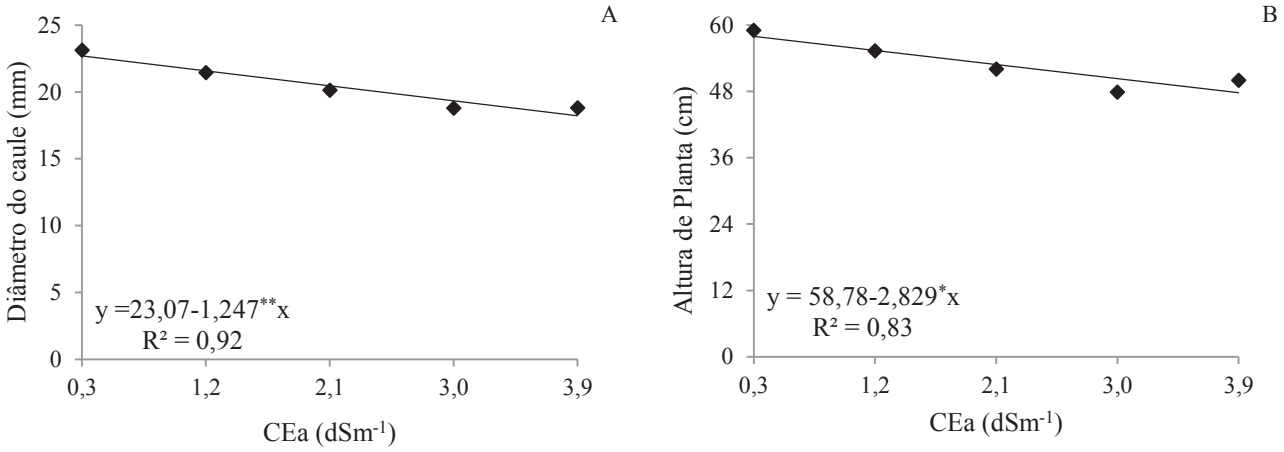


Figura 2- Diâmetro do caule (A) e altura de planta (B) de mamoneira em função da condutividade elétrica da água da água- CEa

CONCLUSÕES

A área foliar, o diâmetro do caule e a altura da mamoneira cv. BRS Energia reduz acentuadamente, quando submetida a níveis de CEa maior que 0,3 dS m^{-1}; A adoção de doses crescentes de adubação nitrogenada no cultivo da mamoneira resultou em aumento linear da área foliar sendo o melhor resultado obtido com a dose de 160% de N; À interação entre os fatores salinidade da água de irrigação versus doses de nitrogênio não afetou nenhuma variável de crescimento avaliada aos 80 DAS.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

ALVES, A. N.; GHEYI, H. R.; UYEDA, C. A.; SOARES, F. A. L.; NOBRE, R. G.; CARDOSO, J. A. F. Uso de águas salinas e adubação nitrogenada no cultivo da mamoneira BRS - Energia. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.6, n.2, p.151-163, 2012.

AMOR, F. M. del. RUIZ-SANCHEZ, M. C.; MARTINEZ, V.; CERDA, A. Gás exchange, water relations, and ions concentrations of salt-stressed tomato and melon plants. **Journal of Plant Nutrition**, v.23, n.9, p.1315-1325, 2000.

ARRUDA, F. P. de; ANDRADE, A. P. de; SILVA, I. F. da; PEREIRA, I. E.; GUIMARÃES, M. A. M. Efeito do estresse hídrico na emissão/abscisão de estruturas reprodutivas do algodoeiro herbáceo cv. CNPA 7H. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.1, p.21-27, 2002.

CAVALCANTI, M. L. F.; FERNANDES, P. D.; GHEYI, H. R.; BARROS JÚNIOR, G.; SOARES, F. A. L.; SIQUEIRA, E. C. Tolerância da mamoneira BRS 149 à salinidade: Germinação e características de crescimento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, (suplemento), p.57-61, 2005.

FERREIRA, D. F. SISVAR 4,6 - **programa de análise estatística**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2003. 1 CD-ROM.

FLOWERS, T. J. Improving crop salt tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v.55, n. 396, p.307-319, 2004.

FREIRE, R. M. M. Ricinoquímica. In: AZEVEDO, D. M. P. de; LIMA, E. F. (eds.). **O agronegócio da mamona no Brasil**. Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 2001. cap. 13, p. 295-336.

LIMA, G. S. de.; SOARES, L. A. dos A.; NOBRE, R. G.; GHEYI, H. R.; SILVA, A. O. da. Crescimento inicial da mamoneira sob diferentes salinidades da água de irrigação e doses de nitrogênio. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**. v.6, n.2, p.201-209, 2011.

MARINHO, A. B.; MOREIRA, L. G.; VIANA, T. V. A.; ALBUQUERQUE, A. H. P.; OLIVEIRA, C. W.; AZEVEDO, B. M. de. Influência da fertirrigação da nitrogenada na produtividade da cultura da mamoneira. **Revista Brasileira de Agricultura Irrigada**, v.4, n.1, p.31- 42, 2010.

MARSCHNER, H. **Mineral nutrition of higher plants**. 2. ed. London: Academic Press, 1995. 889p.

MUNNS, R. Comparative physiology of salt and water stress. **Plant, Cell and Environment**, v. 25, n.2, p. 239-250, 2002.

NOVAIS, R. F.; NEVES J. C. L.; BARROS N. F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA A. J. (ed) **Métodos de pesquisa em fertilidade do solo.** Brasília: Embrapa-SEA. p. 189-253. 1991.

RHOADES, J. D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A. M. **Uso de águas salinas para produção agrícola**. UFPB, 2000, 117p. Estudos da FAO, Irrigação e Drenagem, 48, revisado.

SEVERINO, L. S.; VALE, L. S.; CARDOSO, G. D.; BELTRÃO, N. E. de M.; SANTOS, J. W. dos. **Método para determinação da área foliar da mamoneira**. Campina Grande: Embrapa – CNPA, 2005. 20 p.(Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 55).

SILVA, E. C.; NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, F. P.; MELO, N. F.; AZEVEDO NETO, A. D. Physiological responses to salt stress in young umbu plants. **Environmental and Experimental Botany**, v. 63, n. 01/03, p. 147-157, 2008.

SILVA, J. K. M. da.; OLIVEIRA, F. de A. de.; MARACAJÁ, P. B.; FREITAS, R. da S. de.; MESQUITA, L. X. de. Efeito da salinidade e adubos orgânicos no desenvolvimento da rúcula. **Revista Caatinga**, v.21, n.5, p.30-35, 2008.

SILVA, J. V.; LACERDA, C. F. de; COSTA, P. H. A. da; ENÉAS FILHO, J.; GOMES FILHO, E.; PRISCO, J. T. Physiological responses of NaCl stressed cowpea plants grown in nutrient solution supplemented with $CaCl_2$. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.15, n.2, p.99-105, 2003.

SILVA, S. M. S.; GHEYI, H. R.; BELTRÃO, N. E. de M.; SANTOS, J. W. dos; SOARES, F. A. L. Dotações hídricas em densidades de plantas na cultura da mamoneira cv. BRS Energia. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.4, p.338-348, 2009.

TESTER, M.; DAVENPORT, R. Na^+ tolerance and Na^+ transport in higher plants. **Annals of Botany**, v.91, n.5, p.503-527, 2003.

ZENG, L.; SHANNON, M.C.; LESCH, S.M. Timing of salinity stress affects rice growth and yield components. **Agricultural Water Management**, v.48, p.191-206, 2001.

TRATAMENTO E APROVEITAMENTO DOS EFLUENTES DE ETAs NA AGRICULTURA FAMILIAR

Gesivaldo Jesus Alves de Figueirêdo (IFPB/UFCG) - gesivaldo.figueiredo@ifpb.edu.br
Vera Lúcia Antunes Lima (UFCG) - antuneslima@gmail.com
Rayssa Barbosa Medeiros (IFPB) - rayssa11@hotmail.com

RESUMO: A inovação tecnológica surge como importante ferramenta para subsidiar ações de gestão na política ambiental e social de combate a possíveis impactos hídricos. Considerando que a água é um recurso finito e, que as águas residuárias geradas nos processos das Estações de Tratamento de Águas (ETAs) são volumes expressivos, o presente estudo mostrou as relações que se estabeleceram entre a necessidade de adotar tecnologias alternativas direcionadas ao aproveitamento destas águas e o seu uso voltado para a agricultura familiar, utilizando-se do sistema de irrigação. O resultado desta correlação evidenciou que quanto maior a diversidade de tratamento destes resíduos líquidos associados ao nível de qualidade das referidas águas, melhor será a forma de aproveitamento e, conseqüentemente, maior será sua contribuição para o desenvolvimento local sustentável de regiões com escassez hídricas, caso evidenciado no semi-árido da Paraíba. Nesta perspectiva, o trabalho sensibilizou o público beneficiário no tocante a conscientização e preservação do meio ambiente.

Palavras–chave: Aproveitamento de águas, Economia hídrica e sustentabilidade

INTRODUÇÃO

Na medida em que crescem as populações, cresce também a necessidade de demanda na oferta de água para humanidade. E associado a outros fatores relevante, destacam-se os cuidados com o manejo sustentável dos recursos naturais e a garantia da qualidade de vida. Uma das maiores preocupações está em assegurar a oferta da água com qualidade, pelo simples fato de ser uma substância essencial à vida de todos os seres vivos.

Sob essa ótica, garantir a oferta da água em consonância com o que preconiza a legislação vigente da Resolução CONAMA nº 357, significa atender a princípios éticos contribuindo de forma efetiva e zelosa com a população local além de apresentar

cuidados pragmáticos com a gestão pública numa perspectiva da sustentabilidade (BRASIL, 2005).

Todavia, a pesquisa surge a partir da necessidade de se adotar tecnologias alternativas direcionadas ao aproveitamento das águas residuárias geradas nos processos das principais ETAs do Estado da Paraíba, visando o seu uso na agricultura familiar, por intermédio da irrigação. As ETAs contempladas nesta investigação captam águas dos principais reservatórios existentes no Estado, a saber: os açudes Engenheiro Ávidos (Cajazeiras), São Gonçalo (Sousa), Jatobá/Farinha/Capoeira (Patos), Epitácio Pessoa (Campina Grande) e a barragem de Gramame/Mamuaba (João Pessoa).

Com a escassez de água que atinge estas localidades, somado aos problemas de qualidade, torna-se uma alternativa potencial a economia hídrica a partir do aproveitamento de águas residuárias de ETAs na agricultura irrigação, visto que o setor agrícola demanda um grande consumo de água.

Para correlacionar a importância da aplicação de tecnologias alternativas de tratamento de águas residuárias geradas nas ETAs com o desenvolvimento local e sua sustentabilidade, foi levada em consideração a participação dos atores sociais locais e institucionais. Momentos como esses se deram a partir de entrevistas semi-estruturadas, com rodadas dialogadas e aplicação de questionários, objetivando traçar o perfil socioeconômico da comunidade contemplada na pesquisa. Esses apanhados de informações fomentarão a criação de mecanismos geradores de políticas públicas locais e, por conseguinte, subsidiará nas tomadas de decisões frente ao reuso das águas residuárias de ETAs, sobretudo, nas áreas do semi-árido onde estão localizadas 4 ETAs das 5 analisadas.

Entende-se que a técnica de reuso tende a ser um eficiente instrumento para a gestão dos recursos hídricos de cada região contemplada. E os resultados dessa pesquisa contribuirão com a sustentabilidade em contextos locais, visto que se busca a economia hídrica em regiões de escassez e alternativas de aproveitamento destes líquidos nas atividades agrícolas, resguardando assim, os mananciais naturais das localidades para usos mais nobres.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa consistiu no levantamento de dados sobre os aspectos qualitativos e quantitativos das águas residuárias das ETAs contempladas, visando escolher uma

estação para adotar tecnologias alternativas de tratamento destas águas geradas nos processos, para possíveis aproveitamentos e usos na agricultura familiar, por intermédio da irrigação, enquanto perspectiva contributiva para o desenvolvimento local sustentável da comunidade beneficiada a partir o uso das referidas águas na agricultura irrigada.

Portanto, realizou-se antes, uma caracterização quanto aos atributos físico-químicos e bacteriológicos, e a partir daí se escolheu a ETA de Gravatá para implantação da pesquisa-ação. A ETA de Gravatá fica localizada a margem direita da rodovia PB-148, entre os municípios de Queimadas e Boqueirão. A ETA de Gravatá é responsável pelo abastecimento público de água da cidade de Campina Grande e municípios adjacentes e, a vazão média de água tratada nesta ETA é de 5.400 m^3/h. Todavia, a água residuária da ETA de Gravatá advém da lavagem dos filtros e demais tanques que compõe o sistema, quando lavados. E o volume total desta água chega aproximadamente a 60 m^3/h, convertendo este volume numa escala diário corresponde 1.440 m^3/dia.

Para a análise dos dados, tomou-se por base a técnica da triangulação dos dados. Sendo esta, compreendida como uma combinação de diversos métodos no estudo de um mesmo fenômeno, consistindo na utilização de técnicas quantitativas como questionários, qualitativas como a observação e, investigativas como a análise de atributos. Segundo Fleury, Shinyashiki e Stevanato (1997), a eficácia da triangulação é fundamentada na premissa de que a deficiência de um único método será compensada pela eficiência do outro.

A caracterização da água supracitada deu-se mediante tomadas de coletas como amostras, para uma investigação quanto aos atributos físico-químicos (Temperatura, Cor, Turbidez, pH, Acidez Total, Dureza Total, Condutividade, Salinidade, Alumínio, Nitrito, Nitrato, Amônia, Fosfato, Sulfato, Cloretos, Chumbo, Cobre, Zinco, Níquel, Cádmio, Boro, Oxigênio Dissolvido, Sólidos Totais Dissolvidos - SDT, DBO e DQO) e bacteriológicos (Coliformes totais e Termotolerantes).

Os procedimentos de coleta, preservação, preparação e análises das amostras, tanto os parâmetros físico-químicos quanto os bacteriológicos, são os descritos no "*Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater*", 21ª ed. APHA, 2005.

As análises foram realizadas no Laboratório de Água do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Paraíba - IFPB, *campus* João Pessoa-PB (com o apoio do Programa Monitoramento de Águas – PMA) e no Laboratório de Tecnologia Ambiental do Instituto Tecnológico do Estado de Pernambuco – ITEP. E os resultados encontrados para os parâmetros supracitados, foram comparados com os Limites Máximos Permitidos para Lançamento de Efluentes (LMPLE) estabelecidos pela Resolução n° 357/2005 do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA, que dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes (BRASIL, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Tabela 1 estão dispostos os resultados obtidos na amostragem realizada para caracterização da referida águas com base nos atributos analisados.

Tabela 1 – Análises físico-químicas da águas residuária da ETA de Gravatá

Parâmetros	*Ponto de Coleta (Poço de descarte)*	*Resolução CONAMA Nº357/2005 (LMP)**
Temperatura (ºC)	23,0	< 40 ºC
pH	6,50	5.5 a 9.0
Cor (mg Pt/L)	160,0	75
Odor	NO	Não Objetável (NO)
Condutividade (µS/cm, 25ºC)	128,0	-
SDT (mg/L)	180,0	-
Cloreto Total (mg/L de Cl)	195,0	250
Cloro Residual Total (mg/L Cl)	0,1	0.01
Turbidez (UNT)	146,0	100
Dureza Total (mg/L)	132,0	-
Dureza de calcio (mg/L)	60,0	-
Dureza de Magnésio (mg/L)	72,0	-
Alcalinidade (mg/L)	1,2	-
Acidez Total (mg/L)	15,0	-
OD (mg/L O_2)	2,35	> 5.0
DQO (mg/L O_2)	40.0	-
$DBO_{5\ DIAS}$ a 20 ºC (mg/L O_2)	12,0	5.0
Nitrito (mg/L N)	0.05	1.0
Nitrato (mg/L N)	32,2	10.0
Sulfato (mg/L SO_4)	ND	250
Fosfato (mg/L)	< 0,1	0.03
Amônia (mg/L N pH ≤7.5)	ND	3.7
Chumbo Total (mg/L)	< 0,01	0.5
Cobre Total (mg/L)	< 0,005	1.0
Níquel Toal (mg/L)	< 0,01	2.0
Zinco Total (mg/L)	0,110	5.0

Analisando os resultados físico-químicos na água residuária da ETA investigada, se observa que alguns atributos apresentaram valores muito acima do limite máximo permitido pela Legislação Vigente (Resolução CONAMA nº357, 2005). Dentre estes destacam: Cor, Turbidez, Oxigênio Dissolvido (OD), Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), Nitrato e Alumínio.

Para expressar e avaliar a quantidade de sais solúveis na água (salinidade), a Tabela 1 destaca os parâmetros: Condutividade Elétrica, Sólidos Dissolvidos Totais (SDT), Cloretos, Dureza de Cálcio e Magnésio. Os resultados obtidos nestes atributos revelam que a água residuária em análise encontra-se com nível de salinidade preocupante. Segundo Richards (1954), Christiansen et al. (1977), Fageria (1985), Pratt e Suarez (1990) e Rhoades et al. (1992) *apud* LIMA (2008), o nível de sal presente na solução do solo esta correlacionado com os íons solúveis na água de irrigação e, os principais são os cátions de sódio, cálcio, magnésio e potássio e os ânions cloreto, sulfato, carbonato, bicarbonato, fluoreto e nitrato.

Ainda na amostragem, foi possível caracterizar essa água quanto aos parâmetros bacteriológicos e, os resultados obtidos estão dispostos na Tabela 2, a seguir.

Tabela 2 - Análise bacteriológica da água residuária da ETA de Gravatá

Parâmetros	***Estimativa da densidade de bactérias Ponto de Coleta (Poço de descarte)***	***Resolução CONAMA Nº430/2011 (LMPLE)****
Coliformes Totais (NMP*)	280	200 Coliformes por 100 mL em 80% das amostras
Coliformes Termotolerantes (NMP***)**		
NMP* - Número mais provável em 100 mL da Amostra		

LMPLE- Limite Máximo Permitido para Lançamento de Efluentes.

A Resolução CONAMA n° 357/2005, estabelece para a classe 1 o limite de 200 Coliformes Termotolerantes por 100 mL em 80% ou mais, das amostras coletadas. Portanto, do ponto de vista bacteriológico, os resultados ilustrados na Tabela 2 revelam que a água residuária da ETA de Gravatá encontra-se com o nível de poluição ainda permitido pela Legislação. Porém, torna-se coerente entender que os resultados dos

atributos físico-químicos analisados são fortes indicadores do nível de poluição da referida água.

Neste aspecto, faz-se necessário o desenvolvimento de tecnologias alternativas de tratamento capaz de assegurar resultados positivos quanto à qualidade dessa água, atendendo assim, as condições e padrões estabelecidos pela Legislação Vigente (CONAMA nº 357/2005).

Para tanto, foi planejada e desenvolvida uma tecnologia alternativa de tratamento para a referida água, que teve como base o processo de filtração. Foram testados vários tipos de materiais (substratos) como agentes filtrantes, visto que, atuaram como adsorventes no processo de tratamento e, a relação destes seguem em destaque: **S_1** - biomassa seca de plantas aquáticas (*Salvinia* sp); **S_2** - casca do arroz in natura; **S_3** - casca do arroz macerada; **S_4** - casca do coco seca e triturada; **S_5** - casca do marisco macerada; **S_6** - carvão ativado do bagaço da cana-de-açúcar; **S_7** - carvão ativado do coco (endocarpo de coco da baía);

Na Tabela 3 estão dispostos os resultados dos testes preliminares para adsorção dos respectivos íons, nitrato (NO_3^-) e alumínio (Al^{+3}). Estes estão presentes nas amostras 1 e 2 (solução preparada com a água residuária da ETA de Gravatá), utilizando como adsorventes os materiais/substratos supracitados:

Tabela 3 – Resultado da adsorção dos íons nitrato (NO_3^-) e alumínio (Al^{+3})

Adsorventes (Materiais/Substratos)	*Amostra 1 (94,2 mg/L de NO_3^-)*	*Amostra 2 (22,0 mg/L de Al^{+3})*
S 1	**5,2**	**10,0**
S 2	**72,8**	**8,8**
S 3	**68,7**	**8,7**
S 4	**48,4**	**7,9**
S 5	**78,0**	**0,3**
S 6	**78,5**	**< 0,01**
S 7	**78,1**	**0,8**

Os substratos ficaram em contato com as amostras por um intervalo de tempo de 24 horas e, após filtração, determinou-se a concentração dos referidos íons. Daí, o nível de adsorção de cada substrato foi definido pela diferença entre os quantitativos dos íons presentes nas amostras 1 e 2, e os valores dos resultados obtidos.

A partir dos estudos investigativos da adsorção dos materiais estudados, foi proposto e desenvolvido um filtro objetivando melhorar a qualidade da água residuária da ETA de Gravatá. E assim, esta água passou a ser aproveitada pelos agricultores que residem no entorna da estação, tendo sua aplicabilidade na agricultura familiar e, contudo, atendendo à níveis de qualidades exigidos pela legislação regulamentadora.

Após a conclusão dos testes de adsorção, feitos em cada substrato como ilustrado na Tabela 3 e, diante dos resultados apresentados, foram escolhidos 04 (quatro) materiais adsorventes para montagem do filtro (Figura 1a), dentre os 07 (sete) testados.

A escolha desses substratos foi ponderada mediante a diagnose da qualidade da água em estudo. E portanto, foi delineado um sistema de tratamento para as águas residuárias da ETA de Gravatá, considerando o uso do filtro alternativo montado a partir de materiais orgânicos, tais como:, a casca de ostra triturada, a biomassa seca e macerada de plantas aquáticas (*Salvinia* sp), a casco do coco seco e macerado, e por fim, o carvão ativado. Todos estes materiais atuaram como adsorventes na retenção dos atributos presentes, em altas concentrações, nas águas residuárias da ETA de Gravatá. O referido filtro foi dimensionado para uma vazão contínua de água tratada e que, seu tamanho pode variar de acordo com a capacidade de filtração e o quantitativo de substratos utilizados. Para tanto, foram testados dois filtros com capacidades e vazões diferentes, o primeiro numa escala laboratorial ordenado vazão de 1,0 L/hora e; o segundo, numa escala de campo com 1.000 L/hora de vazão, ambos estão ilustras respectivamente pela Figura 1b e 1c.



Figura 1 – Montagem do Sistema de Filtração

CONCLUSÕES

O aproveitamento dessas águas residuárias podem ser definidas como a adoção de práticas, técnicas e tecnologias que propiciam a melhoria da eficiência dos seus usos.

Conservar água significa atuar de maneira sistêmica na demanda e na oferta. Ampliar a eficiência do uso desse recurso representa, de forma direta, aumento da disponibilidade para os demais usuários, flexibilizando os suprimentos existentes para outros fins, bem como, atendendo ao crescimento populacional, à implantação de novas indústrias em consonância com a preservação e conservação do meio ambiente.

Entende-se que no futuro próximo serão imprescindíveis a criação e aplicação de novos projetos, elaborados e administrados na perspectiva da sustentabilidade, para atender a demanda hídrica. E, o aproveitamento das supracitadas águas emerge como fontes alternativas de reuso de águas para agricultura irrigada, contribuindo assim, com a melhoria do desenvolvimento local sustentável.

REFERÊNCIAS

AESA – **Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba.** Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br>. Acesso em: 21 fev. 2011.

BRASIL. **CONAMA. Resolução nº 357,** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2005.

FLEURY, M. T.; SHINYASHIKI, G. T.; STEVANATO, L. A. **Arqueologia teórica e dilemas metodológicos dos estudos sobre cultura organizacional**. In: MOTTA, F. C. P.; CALDAS, M. P. **Cultura organizacional e cultura brasileira**. São Paulo: Atlas, 1997.

LEFF, Enrique. **Epistemologia ambiental**. 4. edição. São Paulo: Cortez, 2006.

MARCONI, M. A.; LAKATOS, E. M. **Metodologia do Trabalho Científica**. 7. ed. São Paulo: Editora Atlas, 2009.

DIAGNÓSTICO SANITÁRIO DO BAIRRO CENTRO EM CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA, PA

Géssica Oliveira da Silva[1] e Leonaldo Carvalho da silva[2]
[1,2] Graduandos do Curso de Tecnologia em Gestão Ambiental, IFPA – Campus Conceição do Araguaia-Pa. Av. Couto Magalhães, S/N, Setor Universitário;
oliveiragessi@hotmail.com.br e leonaldo2690@hotmail.com

Resumo

O presente trabalho apresenta um estudo qualitativo e quantitativo acerca da real situação sobre a destinação do esgoto residencial do bairro centro localizado no município de Conceição do Araguaia-PA. Em que pese os levantamentos oficiais, destacando aqui a Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD e o Censo Demográfico, ambos de responsabilidade do IBGE.

Palavras-chave: Saneamento, esgoto.

INTRODUÇÃO

Ao longo dos tempos o desenvolvimento de grandes núcleos urbanos sem o devido planejamento tem dificultado as ações de manejo de resíduos, ainda que se reconheça, a necessidade de disposição e tratamento adequados por falta de recursos, sendo postergadas, causando a degradação no meio ambiente e problemas de saúde nas populações.

De acordo com Pereira et al (2003, pág. 2) “ao longo do desenvolvimento do setor urbano, nem sempre as soluções encontradas para destinar seus esgotos doméstico foram alternativas adequadas do ponto de vista sanitário e ambiental”.

Segundo Zorrato (2006, pág. 1) “a grande deficiência de saneamento básico em várias regiões brasileiras, em especial de esgoto sanitário, impõe grande número de pessoas a riscos inaceitáveis de exposição”.

Dados oficiais disponíveis apontam uma grande cobertura dos serviços de rede geral de distribuição de água e lixo e nível crítico de coleta de esgoto. A última Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios – PNAD realizada em 2009 mostra que o Brasil

alcança quase 85% de acesso água canalizada, próximo de 89% a coleta de lixo, enquanto a coleta de esgoto atende somente 59% dos domicílios.

Quando esta visualização recai somente no Estado do Pará, percebe-se o quanto ainda é preciso avançar nestes serviços:

- 81,9% coleta de lixo
- 51% acesso a rede geral de distribuição de água
- 10,8% de coleta de esgoto

Visto que o município de Conceição do Araguaia-Pa não possui rede coletora de esgoto, o presente trabalho tem por objetivo realizar um diagnóstico acerca da real situação sobre a destinação do esgoto residencial do bairro centro.

METODOLOGIA

A Pesquisa foi realizada no Município de Conceição do Araguaia, no Bairro Centro, durante o mês de maio de 2011 utilizando-se um questionário com questões a cerca de sistema de esgotamento sanitário, que foi aplicado em 150 (cento e cinquenta) residências.



Figura 1 - Área de Coleta dos Dados. Fonte: Google Earth

A pesquisa concentrou-se em uma área delimitada (Figura 1) entre a Rua Henry Condreaux, Avenida Carajás, Rua Frei Estevam Gallais, Avenida Magalhães Barata, Rua Intendente Rufino Brasil e Avenida Marechal Rondon. A escolha desta área justificou-se pela maior concentração de unidades domiciliares.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Sistema de Esgotamento Utilizado

Conceição do Araguaia não dispõe de um sistema público de coleta de esgoto, portanto cada unidade domiciliar faz a disposição do esgoto doméstico de acordo com seus critérios. De acordo com o Gráfico 1, da amostra pesquisada 97% dos domicílios fazem o despejo individual, e somente 3% compartilham o mesmo local de lançamento do esgoto.

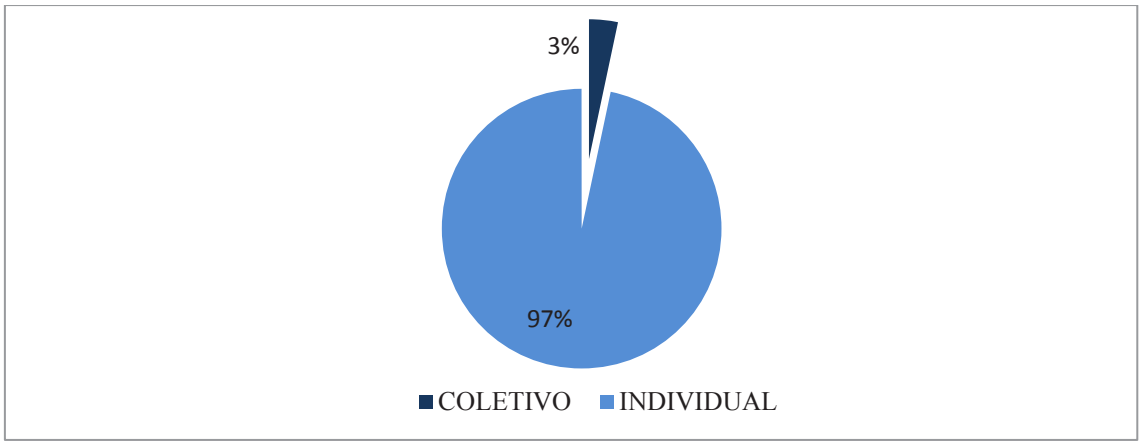


Gráfico 1 – Sistema de esgotamento sanitário utilizado nas residências

Tipos de Tratamento e Problemas com Esgoto

Como demonstrado no Gráfico 2, o tipo de tratamento dado ao esgoto, constatou-se que 56% disseram possuir fossa, 40% fazem uso apenas do sumidouro, 3% afirmaram lançar o esgoto da pia em sumidouro e o restante em fossa e apenas 1% informou não possuir local de lançamento do esgoto. Em relação aos problemas apresentados pelo sistema de esgotamento, o Gráfico 3 demonstra que apenas 15% enfrentam dissabores com o mau cheiro ou vazamento na fossa, 84% alegaram não possuir nenhum problema com seu sistema e apenas 1% apresentam outros problemas como rachaduras.

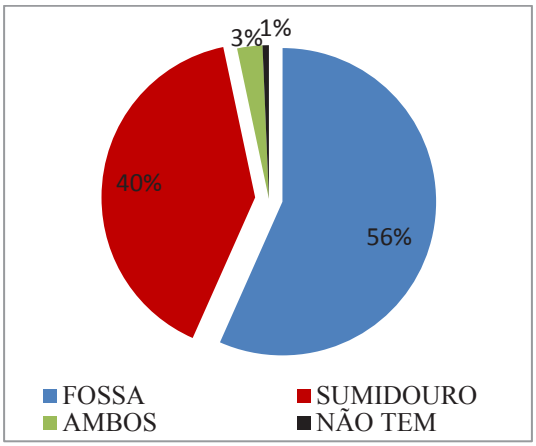


Gráfico 2 – Tipo do tratamento de esgoto utilizado.

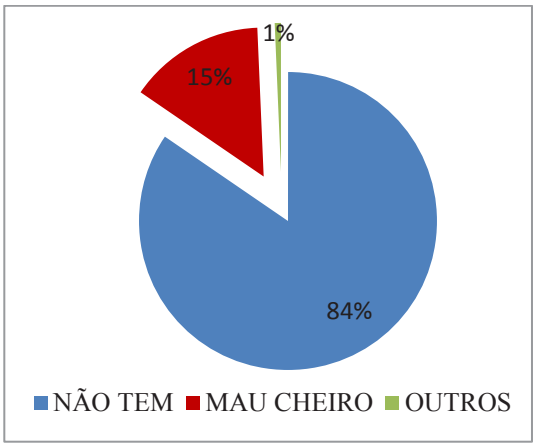


Gráfico 3 – Problemas com o sistema de esgoto utilizado

CONCLUSÃO

1. Por não existir um sistema público de coleta de esgoto, percebeu-se diante da pesquisa que fica a critério individual a forma de disposição dos efluentes, causando assim um grande despejo destes resíduos no solo, o que pode acarretar inclusive a contaminação do lençol freático.
2. Constatou-se também a falta de esclarecimento da população sobre o assunto em questão.

REFERÊNCIAS

COMPANHIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL DO DISTRITO FEDERAL – CSAB/DF. **Manual de Instalação de Fossa Séptica e Sumidouro**. Disponível em: <http://www.caesb.df.gov.br/_conteudo/FolhetosManuais/InstalacoFossaSepticaSumidouro.pdf>. Acesso em: 29 de maio de 2011.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE – FNS. **Manual de Saneamento**. 3. ed. Rev. Brasília, 2004.

ENGENHARIA & PROJETOS. **Manual de Saneamento Ambiental**. Disponível em <http://www.enge.com.br/manual_saneam_ambiental.htm>. Acesso em: 28 de maio de 2011.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. **Pesquisa Nacional por Amostra de Domicílios 2009.** Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/trabalhoerendimento/pnad2009/tabelas_pdf/sintese_ind_6_3.pdf>. Acesso em: 24 de maio de 2011.

TRATA BRASIL. **Saneamento e Saúde**. Coordenação Marcelo Côrtes Neri. Rio de Janeiro: FGV/IBRE, CPS, 2007.

PEREIRA, Ari Ramos; LEAL, Carmelena Pereira; PASQUALETTO, Antônio. **Levantamento das Ligações Irregulares de Esgoto Sanitário em Verde, Go**. 2003. Disponível em: <http://www2.ucg.br/nupenge/pdf/levantamentoligacoesirregulares.pdf> . Acesso em: 29 de maio de 2011.

ZORATTO, Ana Cristina. **A Importância do Tratamento de Esgoto Doméstico no Saneamento Básico**. 2006. Disponível em: <http://www.amigosdanatureza.org.br/noticias/306/trabalhos/126.AU-8.pdf>. Acesso em: 29 de maio de 2011.

IMPACTOS SÓCIO-AMBIENTAIS NAS PROXIMIDADES DO ESTUÁRIO DO RIO JABOATÃO*

Heverton Ralph Arcanjo Batista da Silva**

* Trabalho extraído de Estágio de Vivência vinculado ao Departamento de Geografia da UFPE em 2008.

** Mestre pelo Programa de Pós-Graduação em Geografia – PPGEO da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE
Rua Santa 708, Aptº 202, Bl C
Jardim Atlântico – Olinda , CEP 53050-030
(heverton_arcanjo@yahoo.com.br)

Resumo

As zonas estuarinas constituem um ambiente estratégico para a reprodução e diversificação das formas de vidas aquáticas no planeta e representam um recurso favorável para a própria sustentabilidade humana. Entretanto, o panorama global desse ecossistema tem demonstrado fortes indícios de alteração e deterioração dos componentes da biodiversidade ao longo das últimas décadas. Em Jaboatão dos Guararapes, Município do Estado de Pernambuco, a degradação do manguezal é atribuída a fatores como a expansão urbana desordenada que tem agravado as condições de vida das comunidades estuarinas do rio Jaboatão que sobrevivem da pesca. Assim, partindo de um trabalho de campo exploratório nas comunidades estuarinas de Barra de Jangada, Gurupi e Gurugi, foram aplicados questionários semi-estruturadores e entrevistas junto às associações locais de pescadores, visando identificar as principais causas dos impactos sócio-ambientais identificados. De modo geral, os resultados apontaram modificações no ciclo natural do estuário e perda da biodiversidade local provocada pela deterioração do mangue, expansão dos aterramentos, presença marcante da pesca predatória e o desaparecimento de espécies nativas com prejuízos econômicos para as comunidades. Conclui-se, portanto, que a questão da conservação dos recursos hídricos precisa passar pela resolução dos entraves de natureza ética e cultural na sociedade.

Palavras-chave: Qualidade do Ambiente, Zonas Estuarinas, Rio Jaboatão.

Introdução

Existem na biosfera vários tipos de degradação do ambiente associados à questão social, os quais transitam desde os casos particulares e menos significativos, até os mais graves e abrangentes. Por constituir uma área de forte atração para a ocupação urbana, a zona estuarina tem sido no último século um dos ecossistemas mais atingidos pela ação antrópica.

Em Pernambuco, como em muitos outros casos, os ambientes estuarinos estão quase sempre associados aos manguezais, sendo estes encontrados nos litorais tropicais e subtropicais dos oceanos. O mangue, portanto, é um ecossistema complexo de águas salobras pertinente à zona costeira e por se tratar de uma típica transição entre os ambientes terrestres e marinhos, representa um dos habitats mais férteis da natureza, além de desempenhar um importante papel para a reprodução e diversificação das formas de vidas aquáticas.

Entretanto, o panorama atual demonstra uma forte alteração e deterioração dos componentes da biodiversidade ao longo das últimas décadas, como também, aponta para a tendência de uma contínua e acentuada ameaça aos recursos costeiros que ainda subsistem.

Em Jaboatão dos Guararapes, na Região Metropolitana do Recife, a degradação do manguezal no Bairro de Barra de Jangada é atribuída a diversos fatores, especialmente de caráter antrópico, em que a expansão urbana ocasionou sérios problemas de poluição ambiental e vem se associando a alta precariedade das condições de vida das comunidades estuarinas. Dessa forma, supõe-se que o local, caso permaneça submetido a estas mesmas condições, penderá para um quadro clínico ainda mais alarmante, cujo balanço já se percebe através da perda de biodiversidade.

Portanto, o objetivo do trabalho é identificar os principais impactos sócio-ambientais encontrados nas proximidades do estuário do rio Jaboatão, tomando como referência de análise três locais estratégicos de acordo com as ocupações humanas. Para isto, será necessário descrever as principais causas desses impactos ambientais encontrados no local; analisar de que maneira os mesmos interferem nos hábitos de vida dos moradores; e, finalmente, avaliar a percepção ambiental por parte das associações de pescadores que os representam.

Material e Método

Primeiramente, foi feita a escolha do local de investigação, bem como, a delimitação do tema e da metodologia a ser adotada, acompanhada de uma pesquisa bibliográfica prévia. Em seguida, foi realizado um trabalho de campo exploratório que possibilitou a identificação de três locais estratégicos para a avaliação da qualidade ambiental estuarina. Tal estratégia ocorre em função da presença marcante das associações de moradores locais, vindo, as mesmas representarem político e geograficamente as suas respectivas comunidades: Barra de Jangada; Gurupi; e Gurugi.

Em Barra de Jangada, foram aplicados questionários semi-estruturadores junto à Associação dos Pescadores de Barra de Jangada – Jaboatão dos Guararapes – PE.

Em Gurupi, Jaboatão dos Guararapes, foi aplicada uma cheklist de impactos ambientais segundo a proposta de Tommasi (1994) na Estrada de Curcurana, num trecho compreendido entre o Terminal de Ônibus de Barra de Jangada e a BR 101.

Em Gurugi, foram aplicados questionários sócio-econômicos e entrevistas junto à Associação das Mulheres Pescadoras de Gurugi e Adjacências, localizada na zona limítrofe entre os Municípios de Jaboatão dos Guararapes e Cabo de Santo Agostinho.

Para o trabalho de campo foram utilizados mapas, GPS, máquina de fotografia digital e uma tabela de impacto ambiental. Ao todo, foram aplicados sessenta questionários além das entrevistas. Finalmente, o diagnóstico foi concluído após efetuar-se a interpretação das informações e a análise dos resultados obtidos.

Resultados e Discussão

Localizada no Estado de Pernambuco, a bacia do rio Jaboatão abrange uma área que corresponde a 413 km², entre as coordenadas 8°00’ e 8°14’ de latitude sul e 34°50’ e 35°15’ de longitude oeste. Do lugar em que nasce até a sua foz drena os seguintes municípios: Vitória de Santo Antão, São Lourenço da Mata, Moreno, Cabo de Santo Agostinho, Recife e Jaboatão dos Guararapes, sendo assim uma das bacias mais importantes da Grande Recife.

A bacia do rio Jaboatão, juntamente com as bacias dos rios Tejipió, Pirapama, Jordão e Massangana, se classifica como integrante ao grupo de pequenos rios

litorâneos - Grupo GL2 – pela divisão da Companhia Pernambucana de Recursos Hídricos (CPRH). A temperatura média anual da bacia é de 24°C e a média das precipitações são acima de 1500 mm anuais. O clima é considerado do tipo As' segundo a classificação de Köeppen. Já a estação chuvosa prolonga-se entre março a agosto.

O rio Jaboatão é o principal rio desta bacia, compreendendo 75 km de extensão. Sua desembocadura encontra-se no Oceano Atlântico, mais precisamente, na Praia de Barra de Jangada, em Jaboatão dos Guararapes. O rio Jaboatão vai se alargando quando se aproxima do litoral e tem sua foz definida em delta. Desta maneira, a zona estuarina do rio Jaboatão apresenta originalmente ricas e densas áreas de manguezais associadas a um grande potencial biológico e paisagístico.

Visita a Associação dos Pescadores de Barra de Jangada

Este local encontra-se junto ao estuário do rio Jaboatão no bairro de Barra de Jangada - Município de Jaboatão dos Guararapes-PE. No trajeto ao estuário foi detectada a Associação dos Pescadores de Barra de Jangada (APBJ), onde foram aplicados os questionários sócio-ambientais com os pescadores locais. Dessa forma, a maior parte dos entrevistados fazia parte dessa associação. Nesta etapa do projeto, o principal objetivo foi identificar as principais causas de expansão urbana nas imediações, mas, ao mesmo tempo, analisar até que ponto este fato tem implicado em impactos ambientais. Assim, entre outros aspectos, foram identificados:
1. Avanço das marés; 2. Poluição das águas do rio; 3. Diminuição dos peixes no rio Jaboatão; 4. Antiga área de mangue quase toda arrasada; 5. Vegetação de mangue descaracterizada e substituída por outras; 6. Incompatibilidade de assentamentos humanos; 3. Descaracterização do território por aterramentos recentes; 8. Aumento da violência por disputa de território; 7. Despejo de dejetos no rio realizado por uma usina de açúcar; 9. Modificação do ciclo natural estuarino; 10. Perda da biodiversidade local.

Visita de campo em Gurupi

Neste local foi percorrida a estrada de Curcurana, onde foi realizado o georreferenciamento da área, correlacionado à coleta dos pontos de observação. Muitos

locais de riscos foram identificados através da tabela de indicadores sócio-ambientais (checklist) que era demarcada a partir da observação direta. A tabela indicou, portanto, um baixo nível de qualidade ambiental, moradia, tratamento de lixo, esgotamento sanitário e etc. Detectando-se:

1. Áreas sujeitas a alagamento e solos encharcados; 2. Poluição das águas por esgotos domésticos; 3. Acúmulo de lixo nas margens da estrada e nos terrenos baldios; 4. Drenagem insalubre de esgoto despejado no mangue; 5. Hábitos higiênicos precários; 6. Criação precária de animais soltos em terrenos alheios; 7. Proliferação de bactérias dermatófagas e outros tipos de agentes patogênicos; 8. Baixa alternativa de empregabilidade; Funcionamento de comércio irregular e atividades clandestinas; 9. Presença de fábrica de papel de grande porte (FAPESA) poluindo o leito do rio; 10. Contaminação da fauna e da flora por substâncias nocivas de diversas origens;

Visita a Associação das Mulheres Pescadoras de Gurugi e Adjacências

Neste local foram aplicados os questionários sócio-econômicos com as pescadoras da Associação das Mulheres Pescadoras de Gurugi e Adjacências (AMPGA), localizada na faixa divisora entre os Municípios do Cabo e Jaboatão dos Guararapes. Todas as entrevistadas alegaram a diminuição da quantidade de espécies nativas no rio Jaboatão, mas, há controvérsias quanto à opinião sobre as causas. As principais causas de impactos sócio-ambientais apontadas pelas pescadoras são, portanto: 1. Poluição industrial; 2. Poluição doméstica; 3. Poluição da construção civil; 4. Poluição hospitalar; 5. Poluição de produtos de limpeza; 6. Pesca predatória; 8. Pesca prematura; 7. Super-exploração da pesca; 9. Pesca com equipamentos inadequados; 10. Enfim, pesca com descumprimento da lei.

Assim, de modo geral, no que se refere à perda de biodiversidade verificou-se que as respostas dos entrevistados são unânimes, alegando-se a veracidade de uma crescente diminuição e desaparecimento de espécies nativas nos últimos anos. Isto também tem incidido seriamente na perda constante de produtividade na atividade da pesca em tono da zona estuarina do rio Jaboatão.

Conclusão

1. Como se observou, em Jaboatão dos Guararapes a deterioração dos mangues é crescente e deriva principalmente da expansão urbana no final do último século. As ameaças aos ecossistemas têm sido causadas pela pressão demográfica e outros fatores reconhecidos atualmente, tais como: as aglomerações desordenadas, as disputas territoriais para agregação de valor imobiliário, a poluição industrial, doméstica e ainda as atividades predatórias na pesca. Para cada uma dessas hipóteses iniciais o saldo foi genérico: a poluição das águas estuarinas, a diminuição da cobertura vegetal e o desaparecimento de espécies animais.

2. De fato, o trabalho possibilitou identificar o panorama das condições naturais e sociais da área proposta, denunciando, assim, o quadro de precariedade material e desassistência que está inserido a figura do morador nesta zona estuarina. Foi possível enxergar de perto o modo de vida dos pescadores, a forma como eles sobrevivem da pesca, e como os mesmos se mobilizam ainda que precariamente para reivindicar seus direitos junto aos órgãos públicos.

3. O crescimento da população com a chegada de novos integrantes ao Bairro, combinado à progressiva taxa de natalidade, ao mesmo tempo em que força a demanda por melhores serviços de infraestrutura e qualidade ambiental, favorece, em contrapartida, uma maior iniciativa e sociabilidade local, tal como as associações visitadas, o que vem gerando esforços coletivos para a superação dos problemas vigentes e a discussão de alternativas sustentáveis entre as comunidades, pois a ação governamental caminha muito aquém das necessidades da população.

4. É evidente entre as associações dos pequenos pescadores locais a preocupação sobre as causas de diminuição das espécies nativas e as ideias sobre a conservação dos recursos ambientais, sobretudo, hídricos, embora isto ainda aconteça de modo restrito e muitas vezes, esbarrando-se em diversas questões de natureza ética e cultural.

5. Portanto, a questão da consciência ética e das mobilizações socioculturais continua sendo um dos pontos de discussão essenciais no combate aos impactos sócio-ambientais causados pelo próprio homem, vindo as zonas estuarinas constituir ambientes estratégicos para a reprodução da vida e da própria sustentabilidade humana.

Referências

DUAS SITUAÇÕES DO RIO JABOATÃO. /NOV.2008. Disponível em: <http://www.vitruvius.com.br> Acesso em: 11 março 2013.

FEPASA É ACUSADA DE POLUIR AS ÁGUAS DO RIO JABOATÃO./NOV.2008. Disponível em:<http://pe360graus.globo.com> Acesso em: 14 março 2013.

JAMES, Davidson. **A Bacia Hidrográfica do Rio Jaboatão.** Recife, Nov. 2008. Disponível em:<http://jaboataodosguararapes.blogspot.com/2008/10/bacia-hidrogrfica-do-rio-jaboato.html. Acesso em: 15 março 2013.

LEÇA, Enide Eskinazi. LEITÃO, Sigrid Neumann. COSTA, Mônica Ferreira da. **Oceanografia: um cenário tropical.** UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO/Centro de Tecnologia e Geociências/Departamento de Oceanografia. Recife: E. Bagaço, 2004.

MORIN, Edgar. **O Método1: a natureza da natureza.** Porto Alegre: Sulina, 2002.

PANORAMA DA BIODIVERSIDADE GLOBAL II. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2006.

RICKLESFS. Robert E. **A Economia da Natureza.** Rio de Janeiro: E. Guanabara Koogan S.A, 2003.

RIO JABOATÃO./ NOV.2008. Disponível em: <http://pt.wikipedia.org> Acesso em: 13 março 2013.

SILVA, Léia Lópes. **Avaliação da Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Rio Jaboatão.** Recife. Nov.2008. Disponível em: <http://www.itep.br/dissertacao_8.asp> Acesso em: 12 março 2013.

TOMMASI, L. R. **Estudo de Impacto ambiental.** São Paulo: CETESB/Terragraph Artes e Informática, 1994.

TORRES, Fernanda. **O Manguezal.** UNIVERSIDADE FEDERAL DE PERNAMBUCO/Centro de Tecnologia e Geociências/Departamento de Oceanografia. Recife: E. Bagaço, 2004.

IMPACTOS DO EFLUENTE DE MATADOURO EM CORPO RECEPTOR (SERRA TALHADA)

Ingrid Hayumi Pereira de Lima Hamura, Wesley Patrício Freire de Sá Cordeiro, André Laurênio de Melo, Rossanna Barbosa Pragana

Estudante do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Unidade Acadêmica de Serra Talhada. Fazenda Saco, s/n, Serra Talhada, PE, CEP 56900-000. Bolsista PIBIC/CNPq/UFRPE. E-mail: grid_depaula@hotmail.com

Estudante do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Unidade Acadêmica de Serra Talhada. Fazenda Saco, s/n, Serra Talhada, PE, CEP 56900-000. Bolsista PIBIC/CNPq/UFRPE. E-mail: wesoliveira4@hotmail.com

Professor Adjunto da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada. Faz. Saco, s/n, Serra Talhada, PE, CEP 56900-000. E-mail: andrelaurenio@yahoo.com.br

Professor Adjunto da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada. Faz. Saco, s/n, Serra Talhada, PE, CEP 56900-000. E-mail: rossannapragana@yahoo.com.br

Resumo

O matadouro público de Serra Talhada-PE no decorrer dos anos vem despejando resíduos nas margens do rio Pajeú, criando um ambiente impactado. Esse efluente influencia na qualidade da água do rio e na qualidade de vida da população do entorno. São vários os problemas gerados por matadouros localizados em áreas urbanas, levando em consideração as falhas de fiscalização dos órgãos responsáveis, esses problemas só tendem a se agravar durante os anos, uma vez que acarreta o acúmulo de resíduos orgânicos mantendo um ambiente contaminado. O objetivo deste trabalho foi identificar as consequências que o efluente do matadouro de Serra Talhada vem causando nas águas do rio Pajeú. Foram coletadas amostras da água do rio Pajeú no local de despejo dos resíduos, para análises microbiológica, de pH, turbidez, cor, OD, STD e salinidade, com exceção da primeira, as demais foram analisadas com multiparamentro. O alto teor

de carga orgânica depositado diariamente na margem do rio atua interferindo nas características físico químicas da água influenciando negativamente na manutenção da vida aquática, favorecendo o desenvolvimento de espécies mais resistente e de rápido desenvolvimento, as quais atuam suprimindo o desenvolvimento das demais, a união desses fatores restringe a diversidade de espécies.

Palavras-chave: água, contaminação, rio Pajeú.

INTRODUÇÃO

É natural se aceitar diversos tipos de empreendimento agropecuários sem se importar com o quanto as atividades desses empreendimentos produzem respostas socioambientais danosas aos seres vivos, é compreensível pelo o fato de se achar que essas empresas são fiscalizadas por órgãos governamentais. Apesar de a legislação brasileira ser abrangente, não se verifica na prática o cumprimento destas regulamentações. De acordo com (SILVA J. A., 1999) o problema parece está concentrado na clara ineficiência do processo de fiscalização. O que se percebe é um grave descaso público que vem agravando-se no decorrer dos anos devido a negligências dos órgãos responsáveis.

É inaceitável que nos dias de hoje e com as tecnologias que vem trazendo inovações e condições para que as empresas sejam sustentáveis ambientalmente, que um empreendimento público, que tem dever para com a sociedade, como o matadouro de Serra Talhada, continue degradando um rio que é de inesgotável importância social e ambiental para a região. É importante devolver às margens do rio Pajeú as condições naturais, até mesmo para que a vegetação volte a ter espaço para se recuperar e melhorar a qualidade da água do rio, que atualmente encontra-se inapropriada para o consumo humano.

São gerados volumes de efluentes contendo alto teor de carga orgânica, (SCARASSATI et al., 2003) gordura, flutuações de pH em função de agentes de limpeza, N_2, P, e sal. Pedaços de carne, gordura e de vísceras podem ser encontrados nos efluentes juntamente com sangue. Estes materiais são considerados altamente putrescíveis, entrando em decomposição poucas horas depois de serem gerados, sendo

auxiliado pelos níveis de temperatura, quanto mais alta for mais rápido se iniciará esse processo. O objetivo deste trabalho foi identificar as consequências que o efluente do matadouro de Serra Talhada vem causando nas aguas do rio Pajeú, que mesmo possuindo licença ambiental para desenvolver suas atividades, não respeita as normas legais para disposição de cargas residuárias, prejudicando diretamente e indiretamente não só o meio ambiente, mas também as pessoas que residem nas proximidades.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido no trecho em que o matadouro público de Serra Talhada-PE lança seu efluente, sem nenhum tipo de tratamento, nas margens do rio Pajeú. O mesmo foi inaugurado no ano de 1984 e está localizado no bairro Alto do Bom Jesus. Para as análises microbiologias da água coletada no dia 29/01/2013, seguiu-se a metodologia da técnica de tubos múltiplos (Brasil, 2006), adotando os procedimentos descritos abaixo.

Teste presuntivo: Tomou-se uma bateria contendo 20 tubos de ensaio distribuídos de 5 em 5. Nos primeiros 5 tubos, inoculou-se com pipeta esterilizada, 10 mL da amostra de água do rio Pajeú (Diluição 1:10). Nos 15 tubos restantes, inoculou-se nos 5 primeiros 0,1 mL da amostra (Diluição 1:100), em outros 5 tubos inoculou-se 0,01 mL da amostra (Diluição1:1000) e nos 5 últimos tubos inoculou-se 0,001 mL da amostra (Diluição1:10000). Incubou-se a 35 ± 0,5º C durante 48 horas.

Teste confirmativo: Utilizou-se o mesmo número de tubos do Teste Presuntivo nas 4 diluições (1:10; 1:100, 1:1000 e 1:10000), contendo o meio de Cultura Verde Brilhante Bile a 2%. Com a alça de platina, previamente flambada e fria, retirou-se de cada tubo positivo uma porção de amostra e inoculou-se no tubo correspondente contendo o meio Verde Brilhante (repicagem). Os tubos foram incubados durante 48 horas a 35 ± 0,5ºC

Para determinação da Colimetria fecal e Escherichia coli: Repicou-se cada tubo positivo do Teste confirmativo em tubos com meio de cultura Colitag, para realização do teste EC. Incubou-se a 35,0 0,5º C durante 48 horas.

Diagnóstico do meio biótico através de um levantamento florístico e cruzamento de informação com artigos publicados. Para identificação da vegetação da área do entorno

do matadouro foram realizadas coletas da área de agosto de 2011 a julho de 2012, das quais foram adquiridos 5-10 ramos férteis por espécie/indivíduo. O material coletado foi desidratado em estufa de lâmpada e prensa composta por grades de madeira, papelão, alumínio corrugado e jornal (Mori et al., 1989). As identificações procederam com base em bibliografia especializada e, quando necessário, por consultas a especialistas. As famílias foram classificadas em ordem alfabética e os gêneros agrupados conforme o APG III (2009). Posteriormente, o material foi incorporado ao Herbário do Semiárido do Brasil (HESBRA) da Universidade Federal Rural de Pernambuco – Unidade Acadêmica de Serra Talhada.

Para as análises de pH, temperatura, OD, OD%, salinidade, STD, turbidez e condutividade elétrica (CE) utilizou-se o equipamento multiparametro HORIBA e a cor o POLICONTROL COR. Estas análises foram realizadas no dia 02 de março de 2013.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Devido aos baixos índices de precipitações pluviométricas observados, e por o rio Pajeú ser intermitente, o acúmulo do resíduo do matadouro na margem do rio se agrava. Levando em consideração que Serra Talhada esta localizada em uma região de clima semiárido, o acúmulo destes resíduos se intensifica, uma vez que é imprevisível um nível de água suficiente para carrear esse material. No entanto, isto não é uma solução para o problema, considerando que o material levado da margem do rio iria ficar em suspensão na mesma, tirando-o assim da margem, mas contaminando a água que estaria levando esse material.

A análise de amostra de água coletada no rio Pajeú nas proximidades da área de influencia dos contaminantes do matadouro apresentou resultado positivo nos testes Presuntivo com o lactosado e Confirmativo com Verde Brilhante Bile a 2%, após 48 horas de incubação para ambos os meios, houve formação de gás dentro de todos os tubos de Durhan, sendo considerado como resultado positivo. Para evidenciar a presença de coliformes fecais foi utilizado o teste Colitag, onde foi observada a cor amarela em todos os tubos de Durhan, após decorridos 48 horas de incubação. É um indicativo de resultado positivo para a presença de coliformes fecais na amostra. Com o

auxilio de uma lâmpada ultravioleta 365nm foi observada a existência de fluorescência azul no tubo, o que indica a presenças da *Escherichia coli*.

Essa bactéria faz parte do grupo de coliformes que habita o intestino humano e de animais homeotérmicos. A *E. coli* quando está restrita ao intestino é inofensiva, o problema é quando ela atinge outros órgãos, podendo vir a causar doenças por diferentes mecanismos. A presença da *E. coli* indica um ambiente que está sendo contaminado constantemente, já que o seu ciclo vida é bastante curto. De acordo com Brasil (2006) quando os resultados tem combinação, para última diluição, de positivos 5-5-5 o NMP/ 100 mL é superior a 1600.

Os resultados obtidos a partir de medições com o multiparametro no ponto de despejo do efluente no rio Pajeú foram utilizados para identificar as características físicas e químicas da água, e podem ser observados na tabela 1. Os altos níveis de temperatura e a alta carga de matéria orgânica influenciam diretamente nos índices de OD (oxigênio dissolvido), a partir do ponto que o aumento da temperatura interfere na velocidade da taxa de decomposição da matéria orgânica por microrganismo, aumentando o nível de consumo de oxigênio pela oxidação da matéria orgânica. Segundo CONAMA Nº 357 (2005) que dispõe sobre a classificação de corpos de água, os valores de OD não podem ser inferiores a 5 mg/L, observa-se que o resultado no ponto de despejo apresentara um valor extremamente inferior ao estabelecido na resolução o que altamente prejudicial a manutenção da vida aquática.

Tabela 1. Resultados das análises de água do rio Pajeú.

	Ponto de Descarga
Hora	12:20
Temperatura C°	32,15
Turbidez (NTU)	874
Salinidade (%)	0,06
OD (mg/L)	0,31
OD (%)	4,3
CE (mS/cm)	1,16
pH	7,02
STD (mg/L)	755
Cor (UC)	308,0

Segundo a mesma resolução a cor da água não pode ultrapassar valores acima de 75 mg Pt/L, o resultado obtido para cor esta bem acima do estabelecido, mas é justificável pelo ao teor de sólidos dissolvidos provenientes da matéria orgânica que esta sendo lançada constantemente no neste ponto do Rio Pajeú. Este parâmetro é utilizado para classificação de potabilidade da água.

A turbidez e a cor estão relacionadas com a importância estética da água, uma vez que a transparência é uma característica da mesma. Observa-se que no ponto de descarga a turbidez alcança um valor de 874 NTU, quando o valor limite estipulado pela mesma resolução CONAMA/357 para água não deve ultrapassar 100 NTU. Pela resolução citada acima, quando a água tem valores para salinidade entre 0,05% e 3% a água é considerada salobra. Quanto aos Sólidos Totais na água a resolução determina valores de 500 mL/L.

Com base no levantamento florístico feito nas proximidades do matadouro foi constatado a presença de espécies como a *Lemna aequinoctialis* que é um indicativo negativo para a qualidade da água do rio na área de estudo (BRITO e ANDRADE, 2013); *Myriophyllum aquaticum* que é uma espécie muito resistente que se estabelece em ambientes aquáticos, águas lentas e rasas, mas pode tolerar a salinidade das águas costeiras (DCR, 2003), a espécie *Eichhornia crassipes* que interfere nas características físico-química da água, que em geral são quedas nos níveis de temperatura, pH, demanda biológica de oxigênio (carga orgânica) (RAIE DATTA MUSHI 1979), e de níveis nutrientes e a *Stemodia maritima* Linn, ocorre principalmente em áreas salinizadas (RIGOTTI, 2013).

Foi feito um estudo por MORENO et al. (2012) sobre o levantamento de espécies zooplanctônicas para esta área. Foram registradas nove espécies de rotíferas planctônicos, ao passo que não foi registrada nenhuma espécie de microcrustáceo. Segundo NOGUEIRA (2001), essas condições geralmente favorecem os rotíferas e muitos estudos relacionam a dominância desses animais com alto teor de poluição orgânica. O predomínio deste grupo de organismos poderia estar associado a sua capacidade de atingirem a maturidade mais cedo e apresentam uma taxa de reposição mais rápida em comparação com microcrustáceos (NOGUEIRA e MATSUMURA-TUNDISI, 1996)

Manter um ambiente em suas condições naturais é de vital importância para manutenção das espécies que ocorrem naturalmente naquela área. É de se esperar que com a retirada do resíduo da margem do rio, devolvendo as suas condições naturais provavelmente aumente o número de espécies, já que a área de estudo tem potencial de abrigar grande diversidade de espécies, mas que atualmente tem essa capacidade restringida por causa da contaminação orgânica proveniente do matadouro.

CONCLUSÕES

1. O efluente do matadouro age alterando as características da água favorecendo espécies mais resistentes e de rápido desenvolvimento, que se beneficiam de ambientes antropizados.
2. O efluente propicia um ambiente favorável a bactéria *E. coli,* que é um organismo patogênico, e a queda nos níveis de OD. Os níveis de STD, turbidez e cor estão bem acima dos valores estipulados pelo o CONAMA/357. De acordo com estes critérios a água da área de estudo não se enquadra em nenhuma das classificações desta resolução.
3. As espécies vegetativas aquáticas que ocorrem na área de estudo também se beneficiam da interferência causada pelo o resíduo orgânico, em particular a *Lemna aequinoctialis* que é considerada um bioindicador, já que a mesma costuma ser encontrada em ambientes aquáticos com baixa qualidade de água.
4. A ausência dos microcrustáceos, que são organismos sensíveis a ambientes antropizados, e a presença dos rotíferas com maior índice de diversidade e ocorrência, ocorrem provavelmente pelo fato desse ambiente está constantemente recebendo material de carga orgânica influenciando nas condições de qualidade da água.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. Manual prático de análise de água. 2ª ed. rev. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006. 146 p.

Estudo químico de Stemodia maritima Linn (Scrophulariaceae). Disponível em <http://sec.sbq.org.br/cdrom/31ra/resumos/T0804-1.pdf> Acesso em 9 Mar. 2013.

CONAMA. Disponível em < http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf> Acesso em 02 Jan. 2013

Controle de Macroptilium lathyroides com herbicidas aplicados em pré e pósemergência. Disponível em <http://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/68500/1/germaniRBH-v11-n1-2012.pdf > Acesso em 9 Mar. 2013.

MORENO, S. J. M., MORAIS JUNIOR, S. C., MELO JÚNIOR, M. Zooplanctôn de dois trechos do rio Pajeú (Semiárido de Pernambuco), sob diferentes condições ambientais. XII Jornada de ensino, pesquisa e extensão – JEPEX 2012

NOGUEIRA, M. G. 2001. Zooplankton composition, dominance and abundance as indicators of environmental compartimentalization in Jurumirin Reservoir (Paranapanema River) São Paulo, Brazil. Hydrobiologia, 455:1-18.

NOGUEIRA, M. G. & MATSUMURA-TUNDISI, T. Limnologia de um sistema artificial raso (represa de Monjolinho, São Carlos, SP). Dinâmica das populações planctônicas. Acta de Limnologia Brasileira. Vol.8,p. 149-168, 1996.

Parrot Feather: An Exotic Aquatic Plant. Disponível em <http://www.mass.gov/dcr/watersupply/lakepond/factsheet/Parrot%20Feather.pdf> Acesso em 15 Mar. 2013.

SCARASSATI, D.; CARVALHO, R.F.; DELGADO, V.L. CONEGLIAN, C.M.R.; BRITO, N.N.; TONSO, S.; DOBRINHO, G.D.; PELEGRINI, R. Tratamento de efluentes de matadouros e frigoríficos. III Fórum de Estudos Contábeis. UNICAMP, 2003. Rio Claro.

SILVA, J.A. As novas perspectivas para o controle sanitário dos alimentos. Higiene Alimentar, v.13, n.65, p.19-25. 1999.

The influence of thick floating vegetation (Water hyacinth: Eichhornia crassipes) on the physico — chemical environment of a fresh water wetland. Disponível em <http://link.springer.com/article/10.1007/BF00012564#page-1> Acesso em 10 Mar. 2013.

PROPRIEDADE EMULSIFICANTE E ESTABILIDADE DE BIOSSURFACTANTE EM CONDIÇÕES AMBIENTAIS EXTREMAS

Jenyffer Medeiros Campos[a], Tânia Lúcia Montenegro Stamford[b], Leonie Asfora Sarubbo[c]

[a]Bolsista, Doutoranda, Departamento de Nutrição, Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-graduação em Nutrição, [Av. Prof. Moraes Rego, 1235 - Cidade Universitária, Recife, PE, Brasil, CEP: 50670-901. (e-mail: jenyffercdp@hotmail.com)]

[b]Docente, Departamento de Nutrição, Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-graduação em Nutrição, [Av. Prof. Moraes Rego, 1235 - Cidade Universitária, Recife, PE, Brasil, CEP: 50670-901.(e-mail: tlmstamford@yahool.com.br)]

[c]Docente, Centro de Ciências e Tecnologia – Universidade Católica de Pernambuco, [Rua do Príncipe, 526 - Boa Vista - Recife, PE, Brasil, CEP: 50050-900 (e-mail: leonie@unicap.br)]

Resumo

Os surfactantes são poderosos agentes anfipáticos com aplicação em vários segmentos industriais, destacando as indústrias petrolíferas, alimentícias e farmacêuticas. Devido sua produção sintetizada a partir de derivados de petróleo, novas legislações ambientais têm incentivado as pesquisas de surfactantes de origem microbiológica com o desenvolvimento de produtos alternativos, biodegradáveis e menos tóxicos, como os biossurfactantes. Neste sentido, propõe-se a produção de biossurfactante por levedura com aplicação ambiental. O biossurfactante foi produzido por *Candida utilis* cultivada em 6% de óleo de fritura, durante 88 horas a 150 rpm e 28ºC. A estabilidade da emulsão do biossurfactante produzido e a tensão superficial foram avaliados através da determinação da atividade de emulsificação produzida frente a diferentes pH's, concentrações salinas, intervalos de aquecimento a 120ºC e temperaturas. De acordo com os resultados obtidos, pode-se considerar que o biossurfactante apresenta boa estabilidade frente às condições avaliadas de temperatura, pH, concentração salina pois a tensão superficial manteve-se relativamente constante. Em relação à atividade de

emulsificação, observaram-se melhores resultados em pH básico e em temperaturas elevadas. Desta forma, pode-se concluir que o biossurfactante produzido tem bom potencial de aplicação em ambientes marinhos.

Palavras-chave: *Candida utilis*, temperatura, pH

INTRODUÇÃO

Biossurfactantes são compostos com atividade tensoativa, produzidos por várias espécies de microrganismos que apresentam importantes propriedades, como detergência, emulsificação, capacidade espumante, lubrificação, capacidade umectante, solubilização e dispersão de fases. Devido estas propriedades, são utilizados em diversas indústrias como: petróleo, petroquímico, alimentos, bebidas, cosméticos, farmacêutico, ambiental, papel e celulose, entre outros (KOSARIC, 1992; DESAI; BANAT, 1997; BANAT; MAKKAR; CAMEOTRA, 2000; MULLIGAN, 2005).

Devido à maioria dos surfactantes disponíveis comercialmente serem produzidos a partir de derivados de petróleo, é crescente o aumento da preocupação ambiental, o que leva à procura de biossurfactantes como alternativa aos produtos existentes. (KOSARIC, 1992; CAMEOTRA; MAKKAR, 2004; BARROS et al., 2007).

Processos industriais e ambientais estão frequentemente associados a condições extremas de temperatura, pH, força iônica, pressão e presença de solventes orgânicos (CAMEOTRA; MAKKAR, 1998). Diversos estudos têm avaliado a estabilidade dos biossurfactantes frente a essas condições, decorrente da necessidade de uma avaliação do comportamento destes compostos para que sua utilização seja viabilizada (BARROS et al., 2007). Estudos prévios têm demonstrado haver significativa estabilidade dos biossurfactantes mesmo quando comparados a compostos sintéticos bastante utilizados pela indústria (KIM et al., 1997; NITSCHKE; PASTORE, 2006; BARROS et al., 2007).

O objetivo deste trabalho consiste no estudo da estabilidade do biossurfactante frente a condições extremas e, como desdobramento, verificar a estabilidade da emulsão de óleos e hidrocarbonetos em água, usando compostos tensoativos produzidos por uma linhagem de *Candida utilis* em resíduo de óleo de fritura de canola.

MATERIAL E MÉTODOS

Produção do biossurfactante

Utilizou-se a espécie de levedura *Candida utilis* procedente da coleção de culturas do Departamento de Antibióticos da Universidade Federal de Pernambuco, mantida a 5°C em meio Yeast Mold Agar (YMA). Uma amostra da levedura contida no YMA foi transferida para frascos contendo 50mL do meio YMB (Yeast Mold Broth), sendo então incubados sob agitação de 200rpm a 28°C durante 24 horas. Após este período, serão realizadas diluições até se obter a concentração final de células desejada (10^8 células/mL) em Câmara de Neubauer. As fermentações foram realizadas em frascos de Erlenmeyer de 2000 mL contendo 1000 mL do meio de produção e inóculo a 1%. Os frascos foram incubados com a suspensão celular e mantidos sob agitação orbital de 150 rpm durante 88 horas, à temperatura de 28ºC.

Determinação da estabilidade química e física da emulsão

A estabilidade da emulsão do biossurfactante produzido foi avaliada através da determinação da atividade de emulsificação produzida frente a diferentes pH's (2, 4, 6, 8, 10 e 12), concentrações salinas (NaCl) variáveis (2, 4, 6, 8 e 10%), diferentes intervalos de aquecimento (15 a 180 minutos em autoclave a 120ºC), diferentes temperaturas (4, 27, 50 e 80ºC). A tensão superficial foi medida em tensiômetro automático KSV Sigma 700 (Finland) utilizando-se a técnica do anel de NUOY e a determinação da atividade de emulsificação foi analisada conforme descrito por Cooper e Goldenberg (1987) em óleo vegetal de milho (*Zea mays*) e de girassol (*Helianthus annus*). Todas as análises foram feitas em triplicata.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Estudos de estabilidade

Conforme citado anteriormente, os biossurfactantes apresentam propriedades que os caracterizam como potenciais insumos em processos industriais. Na medida em que estes processos estão, frequentemente, associados a condições extremas, faz-se necessária uma avaliação da estabilidade desses biossurfactantes. O pH e a temperatura são os fatores ambientais conhecidos que mais influenciam a performance do biossurfactante e bioemulsificante (DAVEREY; PAKSHIRAJAN, 2009). Os resultados

mostram que o biossurfactante apresenta boa capacidade tensoativa pois reduziu a tensão superficial da água de 71,02mN/m para 32,25mN/m.

A estabilidade do biossurfactante foi avaliada frente à variações de força iônica, tempo, pH e temperatura. Quando são avaliados os efeitos do tratamento térmico em diversos intervalos de tempo e temperaturas, é possível observar que não houve mudança significativa na atividade superficial do biossurfactante (Tabela 1-b, d) corroborando com Al-Bahry et al (2012). Dubey et al (2012) em seu estudo de estabilidade térmica observou que biossurfactante produzido por *P. Aeruginosa* PP2 e *Kocuria turfanesis* J foram termoestáveis até 121ºC e 60º, respectivamente. Quando testado frente à força iônica (Tabela 1-a), o biossurfactante mostrou estabilidade em todas as concentrações salinas pesquisadas sugerindo que o biossurfactante pode ser útil em ambientes marinhos e outros sistemas onde a concentração de sal é superior ao nível fisiológico. Estudos recentes mostram surfactantes produzidos por *C. sphaerica* (LUNA et al, 2013), *C. lipolytica* (RUFINO et al, 2007) e *C.glabrata* (SARUBBO et al, 2006) estáveis em presença de concentrações salinas diversas.

Tabela 1 – Influência de diferentes concentrações salinas (a), tempos (b), pH (c) e temperaturas (d) na tensão superficial de biossurfactante produzido por *C. utilis*.

(a)

NaCl (%)	Tensão superficial (mN/m)
2	34,70 ± 0,28
4	34,37 ± 0,49
6	35,17 ± 0,59
8	34,44 ± 0,20
10	35,21 ± 0,71

(b)

Tempo (min)	Tensão superficial (mN/m)
15	37,66 ± 0,20
30	37,21 ± 0,02
60	37,24 ± 0,40
120	37,37 ± 0,10
180	36,56 ± 0,30

(c)

pH	Tensão superficial (mN/m)
2	34,72 ± 0,19
4	35,27 ± 0,91
6	36,46 ± 0,46
8	33,29 ± 0,30
10	32,25 ± 0,12
12	34,36 ± 0,06

(d)

Temperatura (ºC)	Tensão superficial (mN/m)
4	35,62 ± 0,36
27	36,26 ± 0,11
50	35,86 ± 0,40
80	36,75 ± 0,38

A tabela 1(c) mostra os resultados obtidos quando foram estudados os efeitos de alterações de pH sobre a atividade superficial. Quando foram comparados os valores de tensão superficial frente este parâmetro, observou-se que os menores valores,

32,25mN/m e 33,295 mN/m, correspondem aos pH´s 10 e 8, respectivamente. Resultados semelhantes de tensão superficial podem ser observados nos estudos de Liu et al (2010) nos pH´s 8 (32,8 ± 0,2) e 10 (31,6 ± 0,4). Vários trabalhos descrevem a estabilidade do biossurfactante em diferentes valores de pH na maior parte no meio alcalino (BATISTA et al., 2005; GHOJAVAND et al, 2008;. JOSHI et al, 2008a, GUDINA et al, 2010).

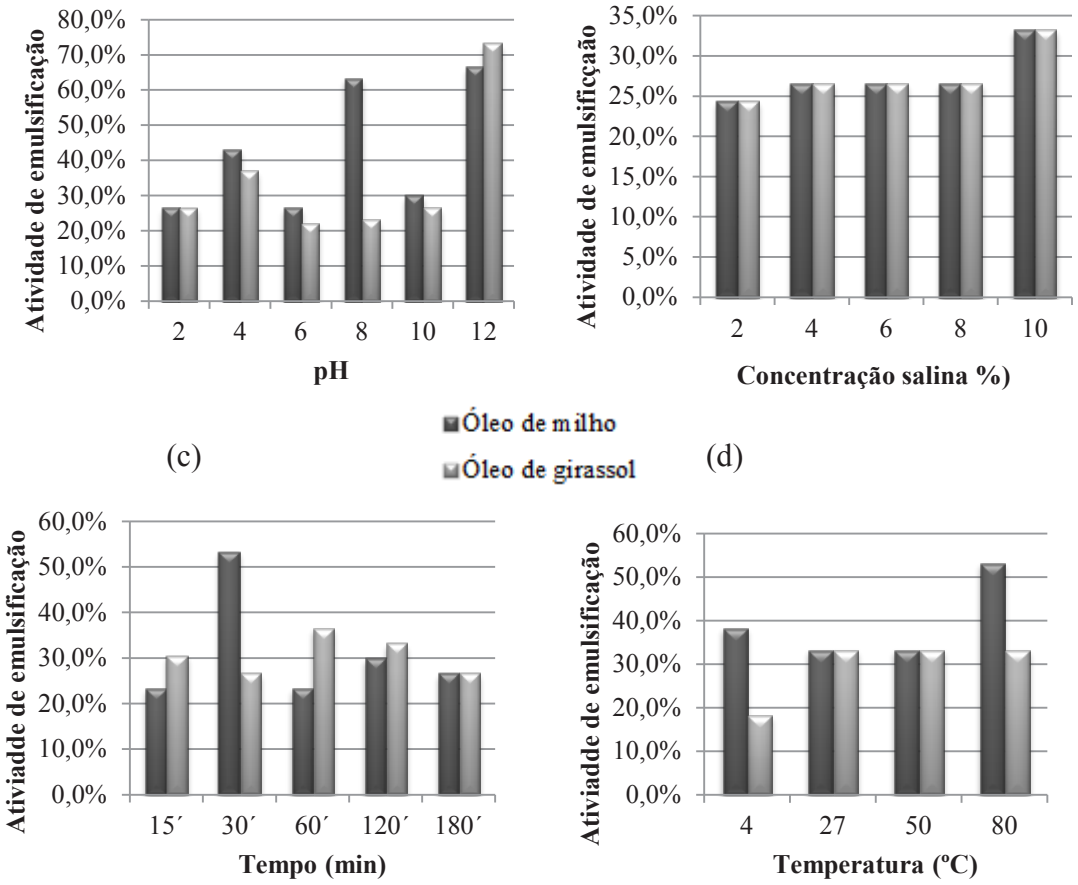
Atividade de emulsificação

Avaliando a atividade de emulsificação em relação ao pH, observa-se que o pH 12 apresentou os melhores índices, estando tanto o óleo de milho como o de girassol em torno de 70%. Resultados semelhantes foram encontrados por Sarubbo et al (2007) onde a efetividade do surfactante produzido por *C.lipolytica* cultivado em óleo de canola e glicose como substratos apresentou melhor atividade de emulsificação em pH 12. Entretanto, entre os pHs inferiores, destaca-se o óleo de milho como melhor emulsificante, observado na Figura 1(a). Luna et al (2013) apresentou resultados semelhantes de atividade de emulsificação em óleo de milho nos pHs 2 e 4.

Já em relação à concentração salina, todos os índices foram inferiores a 35%, apresentando os mesmos percentuais de emulsificação entre os dois óleos avaliados em cada faixa de NaCl utilizado. O óleo de girassol apresentou melhor atividade de emulsificação quando submetido a 120ºC entre uma e duas horas, mantendo-se estável ao final das três horas de avaliação (Figura 1-c). Na figura 1 (d) observa-se que temperaturas elevadas apresentaram melhor emulsificação, superiores a 50%, destacadas no óleo de milho. Daverey e Pakshirajan (2009), utilizando *C. bombicola*, revelaram que a atividade de emulsificação mais baixa foi a 20ºC do que comparado com temperaturas maiores, entre 30º-100ºC. Resultados semelhantes de maior atividade em temperaturas elevadas tem sido reportados na literatura (MAHANTY et al., 2006), sugerindo que o surfactante produzido por *C. utilis* pode ser utilizado em condições ambientais diversas e sistemas industriais onde a temperatura é um elemento essencial.

Figura 1 – Influência do pH (a), concentração salina (b), tempo (c) e temperatura (d) na tensão superficial de biossurfactante produzido por *C. utilis*.

(a) (b)



CONCLUSÃO

1. O biossurfactante foi bastante efetivo na emulsificação de óleos vegetais apresentando melhores condições em temperatura elevada e pH alcalino.
2. O biossurfactante manteve sua estabilidade frente à condições extremas de temperatura, pH e salinidade;
3. O biossurfactante produzido pode ser utilizado em diversos segmentos industriais, principalmente na área ambiental como coadjuvante dos processos de remoção de contaminantes hidrofóbicos em ambientes marinhos.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco – FACEPE e ao Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Católica de Pernambuco que apoiaram esta pesquisa.

REFERÊNCIAS

AL-BAHRY, S.N.; AL-WAHAIBI, Y.M.; ELSHAFIE, A.E.; AL-BEMANI, A.S.; JOSHI, S.J.; H.S. Al-MAKHMARI.; AL-SULAIMANI, H.S. Biosurfactant production by *Bacillus subtilis* B20 using date molasses and its possible application in enhanced oil recovery. **International Biodeterioration & Biodegradation.** 2012. doi:10.1016/j.ibiod.2012.01.006

BANAT, I.M.; MAKKAR, R.S.; CAMEOTRA, S.S. Potencial commercial applications of microbial surfactants. **Applied Microbiology Biotechnology,** v. 53, p. 495-508, 2000.

BARROS, F.F.C.; QUADROS, C.P.; MARÓSTICA JÚNIOR, M.R.; PASTORE, G.M. Surfactina: propriedades químicas, tecnológicas e funcionais para aplicações em alimentos. **Química Nova,** v. 30, p. 409-414, 2007.

BATISTA, S.; MOUNTEER, A.; AMORIM, F.; TOTOLA, M. Isolation and characterization of biosurfactant/bioemulsifier-producing bacteria from petroleum contaminated sites. **Bioresource Technology**, v.97, p. 868-875, 2005.

CAMEOTRA, S.S.; MAKKAR, R.S. Synthesis of biosurfactants in extreme conditions. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v.50, p. 520-529, 1998.

COOPER, D.G.; GOLDENBERG, B.G. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 53, p. 224-229, 1987.

DAVEREY, A.; PAKSHIRAJAN, K. Production of sophorolipids by the yeast *Candida bombicola* using simple and low cost fermentative media. **Food Research International,** v.42, p. 499–504, 2009.

DESAI, J.D.; BANAT, I.M. Microbial production of surfactants and their commercial potencial. **Microbiology and molecular biology Reviews,** v. 61, p. 47-64, 1997.

DUBEY, K.V.; CHARDE, P.N.; MESHRAM, S.U.; SHENDRE, L.P.; DUBEY, V.S.; JUWARKAR, A.A. Surface-active potential of biosurfactants produced in curd whey by *Pseudomonas aeruginosa* strain-PP2 and *Kocuria turfanesis* strain-J at extreme environmental conditions. **Bioresource Technology**, v.126, p. 368–374, 2012

GHOJAVAND, H.; ALMEIDAAHABZADEH, F.; ROAYAEI, E.; SHAHRAKAI, A. Production and properties of a biosurfactant obtained from a member of the *Bacillus subtilis* group (PTCC 1696). **Journal of Colloid and Interface Science**.v. 324, p.172-176, 2008.

GUDINA, E.; TEIXEIRA, J.; RODRIGUES, L. Isolation and functional characterization of a biosurfactant produced by *Lactobacillus paracasei.* **Colloids and Surfaces, B: Biointerfaces**, v. 76, p. 298-304, 2010.

JOSHI, S.; BHARUCHA, C.; JHA, S.; YADAV, S.; NERURKAR, A.; DESAI, A.J. Biosurfactant production using molasses and whey under thermophilic conditions. **Bioresource Technology**, v. 99, p.195-199, 2008.

KIM, S.H.; LIM, E.J.; LEE, J.D.; LEE, T.H. Purification and characterization of biosurfactants from *Norcadia sp.* **Biotechnology and Applied Biochemistry,** v. 31, p. 249-253, 2000.

KOSARIC, N. Biosurfactant in industry. **Pure and Applied Chemistry,** v. 64, p. 1731-1737, 1992.

LIU, J.; HUANG, X-F.; LU, L.J.; XU, J-C.; WEN, Y.; YANG, D-H.; Zhou, Q. Optimization of biodemulsifier production from *Alcaligenes sp*. S-XJ-1 and its application in breaking crude oil emulsion. **Journal of Hazardous Materials,** v.183, p. 466–473, 2010.

LUNA, J.M.; RUFINO, R.D.; SARUBBO, L.A.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Characterisation, surface properties and biological activity of a biosurfactant produced from industrial waste by *Candida sphaerica* UCP0995 for application in the petroleum industry. **Colloids and Surfaces, B: Biointerfaces,** v.102, p. 202-209, 2013.

MAHANTY, B.; PAKSHIRAJAN, K.; DASU, V. V. Production and properties of a biosurfactant: Applied to polycyclic aromatic hydrocarbon solubilization. **Applied Biochemistry and Biotechnology**, v.134, p.129–141, 2006.

MULLIGAN, C.N. Environmental applications of biosurfactants. **Enviromental Pollution,** v. 133, p. 183-198, 2005.

NITSCHKE, M.; PASTORE, G.M. Production and properties of a surfactant obtained from *Bacillus subtilis* grown on cassava wastewater. **Bioresource Technology,** v. 97, p. 336-341, 2006.

RUFINO, R.D.; SARUBBO, L.A.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Enhancement of stability of biosurfactant produced by *Candida lipolytica* using industrial residue as substrate. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v.23, p.729-734, 2007.

SARUBBO, L.A.; LUNA, J.M.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Production and stability studies of the bioemulsifier obtained from a new strain of *Candida glabrata* UCP 1002. **Electronic Journal of Biotechnology**, v. 9, p. 400-406, 2006.

SARUBBO, L.A.; FARIAS, C.B.B.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Co-utilization of canola oil and glucose on the production of a surfactant by *Candida lipolytica*. **Current Microbiology**, v.54, p. 68-73, 2007.

AVALIAÇÃO DA SEDIMENTABILIDADE DA BIOMASSA EM DIFERENTES SISTEMAS DE TRATAMENTO[1]

Jéssyca de Freitas Lima[1], Jarbas Rodrigues Chaves[2],
Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos[3], Heraldo Antunes Silva Filho[4]

[1]Graduando em Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE, Bolsista de Iniciação Científica. e-mail: jessycafreitas@ifce.edu.br

[2]Mestrando em Tecnologia Ambiental – IFCE. e-mail: jarbasrodrigues@ifce.edu.br

[3]Professor do IFCE – Campus Limoeiro do Norte. e-mail: elivania@ifce.edu.br

[4]Professor do IFCE – Campus Limoeiro do Norte. e-mail: heraldo@ifce.edu.br

Resumo

Projetos racionais em Engenharia Ambiental podem ser definidos como sendo aqueles que permeiam parâmetros iniciais fundamentados na maximização dos efeitos desejados com a minimização dos custos. Nesse contexto, é fundamental a obtenção de parâmetros de projetos cada vez mais realísticos e otimizados, garantindo assim a difusão das novas tecnologias. No tratamento de esgotos, uma etapa fundamental após os processos de depuração dos poluentes, é a etapa da separação da biomassa da fração líquida, conhecida como sedimentação. O conhecimento dos parâmetros ideais dessa operação garante projetos mais econômicos com menores requisitos de área e maior eficiência de separação. A pesquisa visa avaliar a sedimentabilidade de dois tipos de biomassa diferentes, gerando assim um banco de dados confiável, tanto metodológico quanto informativo sobre os valores típicos desse parâmetro para cada lodo testado. A sedimentabilidade foi avaliada em relação à velocidade de sedimentação da biomassa (V_0 = m/h), e sobre sua capacidade de compressibilidade (K=L/g). Foram montados dois sistemas de lodo ativado, um sistema UCT com características de lodo floculento e um RBS com estratégias para granulação. Com os resultados obtidos é possível afirmar que o lodo granular obteve uma velocidade de 34,97m/h bem acima da velocidade ideal que determina a literatura.

Palavras-chave: lodo ativado, sedimentação, velocidade.

1. INTRODUÇÃO

Em sistemas de tratamento biológico, um dos fatores que merecem bastante atenção é a sedimentabilidade do lodo, pois a mesma pode interferir tanto no dimensionamento quanto na operação de sistemas. Segundo VON SPERLING (2002) a sedimentabilidade ocorre principalmente em decantadores secundários, sendo responsáveis pela separação dos sólidos em suspensão da fase

[1] Trabalho inédito

líquida, promovendo a saída de um efluente bastante clarificado; e pelo adensamento dos sólidos no fundo do decantador, garantindo assim que uma concentração elevada de sólidos retorne ao sistema. Existem alguns tipos de sedimentação, as que geralmente ocorrem no decantador secundário é a sedimentação floculenta e a sedimentação zonal, o tipo de sedimentação vai depender das características do lodo. A sedimentação floculenta acontece quando as partículas se aglutinam no decorrer da sedimentação aumentando assim o seu peso e tamanho, ocorre geralmente com o lodo filamentoso. A zonal advém de uma elevada concentração de lodo, formando-se um manto que sedimenta com a mesma velocidade como se fosse uma massa única, sendo perceptível a separação da fase sólida e da fase líquida totalmente clarificada. Essa sedimentação acontece de forma bastante efetiva com o lodo em forma de grânulo. O lodo granular possivelmente apresenta melhor sedimentabilidade em relação ao lodo floculado por ser de maior tamanho (ADAV et al. 2009).

A pesquisa visa avaliar à sedimentabilidade do lodo de dois sistemas de lodo ativado em escala experimental, um sistema UCT (University of Cape Town) e um RBS (Granular) que possui características bem diferentes quanto ao lodo.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A presente pesquisa consiste em realizar testes da Velocidade de Sedimentação em Zona (VSZ) para determinar a velocidade do lodo de dois sistemas diferentes. Um de fluxo contínuo: UCT, e um Reator em Bateladas Sequenciais, denominado de Granular. Cada sistema possui características distintas e são operados de maneiras diferentes.

2.1 Montagem e Operação dos Sistemas

Para gerar o lodo que seria usado nos testes de sedimentabilidade, foram montados dois sistemas em escala de bancada. A água residuária usada para alimentação dos sistemas foi esgoto doméstico proveniente de instalações sanitárias do IFCE-campus Limoeiro do Norte, com uma população flutuante de aproximadamente 1200 pessoas e uma população permanente de 120 pessoas.

2.1.1 UCT

Foi montado um sistema de lodo ativado de fluxo contínuo: UCT, composto por 4 reatores (anaeróbio, anóxico 1, aeróbio e anóxico 2) seguido de um decantador secundário, como mostra a

Figura 1. O sistema possui três recirculações: do anóxico 1 para o reator anaeróbio, do reator aeróbio para o anóxico 1 e do decantador pro anóxico 1. A configuração do mesmo promove simultaneamente a remoção de nitrogênio e fósforo.

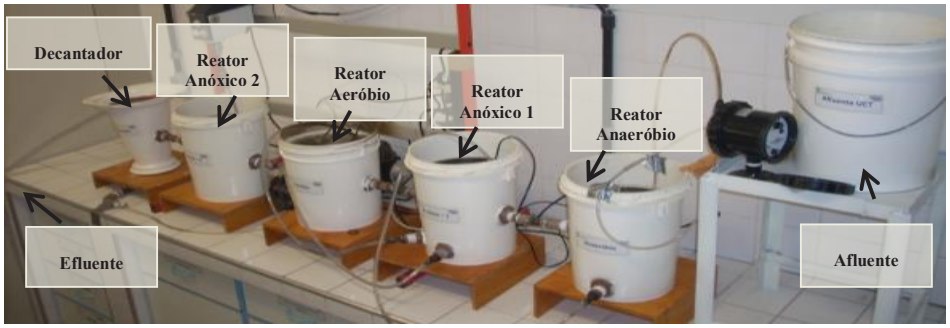


Figura 1: Componentes do sistema UCT

A **Tabela 1** apresenta os dados operacionais do sistema. O lodo gerado pelo mesmo possui características de um lodo floculento.

Tabela 1: Dados operacionais do Sistema UCT

Temperatura média	25 ºC
Volume	37,1 L
pH	≈7,3
OD	1 a 2 mg/L
Vazão diária	92 L/d
Idade de Lodo	20 dias

2.1.2 RBS – GRANULAR

Foi montado e operado um Reator em Bateladas Sequenciais de maneira diferente, com estratégias para granulação do lodo. O mesmo possui 2m de altura e diâmetro de 100 mm. Sua alimentação é dividida em 4 ciclos, é automatizada e de fluxo ascendente. A **Figura 2** mostra o RBS – Granular.

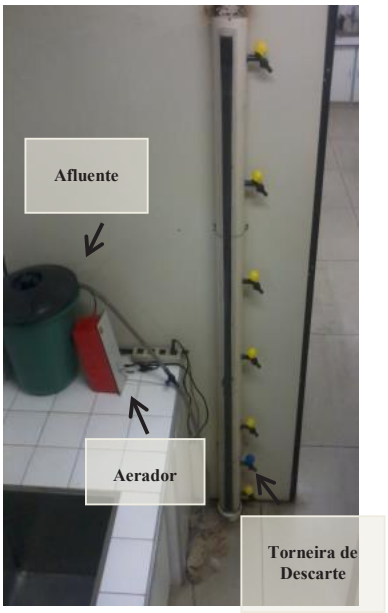


Figura 2: RBS – Granular

Os ciclos de alimentação eram divididos em 3 ciclos curtos e 1 ciclo longo (período da noite). A **Figura 3** exibe um dos ciclos curtos de alimentação do sistema. O ciclo longo possui 11hs 35min de reação.

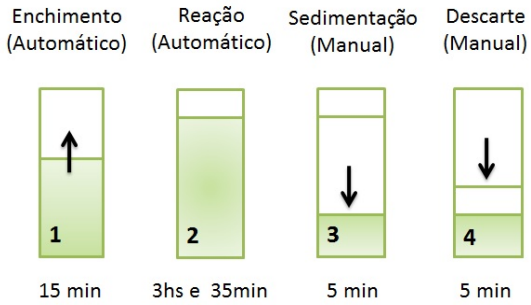


Figura 3: Ciclo de alimentação

A **Tabela 2** expressa os dados operacionais do sistema RBS Granular.

Tabela 2: Dados operacionais do RBS Granular

Temperatura média	25 ºC
Volume	12 L
pH	≈7,8
OD	1 a 2 mg/L
Vazão diária	10,8 L/d
Idade de Lodo	20 dias

2.2 Teste da Velocidade de Sedimentação em Zona

As constantes de sedimentabilidade modificam-se de acordo com a natureza do lodo, não podendo assim ser teoricamente estimada. A equação de VESILIND (1968) relaciona a velocidade de sedimentação em zona com a concentração de sólidos em suspensão:

$$V=V_o\exp(-kX_t) \quad (1)$$

Onde

V : velocidade de sedimentação em zona (VSZ)

X_t: concentração de sólidos em suspensão (gSTS/L)

V_o, k: constantes de sedimentação em zona.

A velocidade de Sedimentação em Zona (VSZ) pode ser constatada em um decantador batelada, criado por White (1975). O equipamento é formado basicamente por um cilindro vertical transparente, onde se coloca o lodo (podendo ser agitado suavemente). Alguns minutos após colocar o lodo, é notável a separação da fase líquida (sobrenadante) e do lodo que aos poucos vai sedimentando no interior do cilindro. Assim, ao se relacionar o deslocamento com o tempo, obtém-se a VSZ (**Figura 4**).

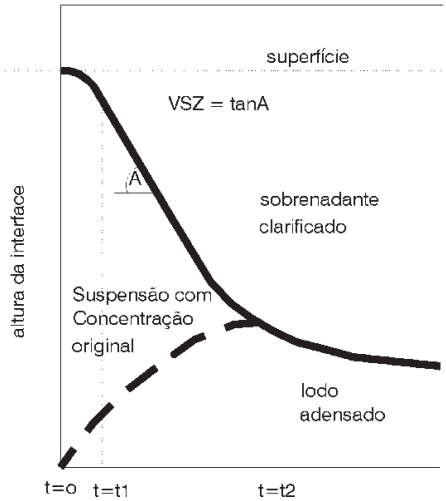


Figura4: Deslocamento em função do tempo (FONTE: van Haandel e Marais, 1999)

A **Figura 5** mostra o equipamento utilizado no teste. Ele possui uma fita métrica colada em seu corpo para que seja perceptível o seu deslocamento (cm) em função do tempo (min), e seja possível realizar os cálculos. VAN HAANDEL e MARAIS (1999) aprimoraram o método, realizando várias

baterias de teste com concentrações de lodo diferentes em cada um, conforme mostra a **Figura 6**. A cada nova bateria é retirado 25% do volume do lodo e preenchido com água, para obter uma diluição e assim uma concentração cada vez menor de sólido. O nosso teste foi realizado em quatro baterias.

Para determinar as constantes K e V_0 plota-se um diagrama de escala semi-logarítmica (base–e) da velocidade de sedimentação em zona em função da concentração de lodo (mg/L). O valor da constante K é a declividade da reta e V_0 é o encontro da reta com o eixo das ordenadas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os dois sistemas operados geraram lodos com características diferentes. Para determinar a sedimentabilidade dos mesmos, utilizou-se o método de WHITE (1975) melhorado por VAN HAANDEL e MARAIS (1999). As **Figuras 7** e **8** representam um dos gráficos plotados de cada sistema:

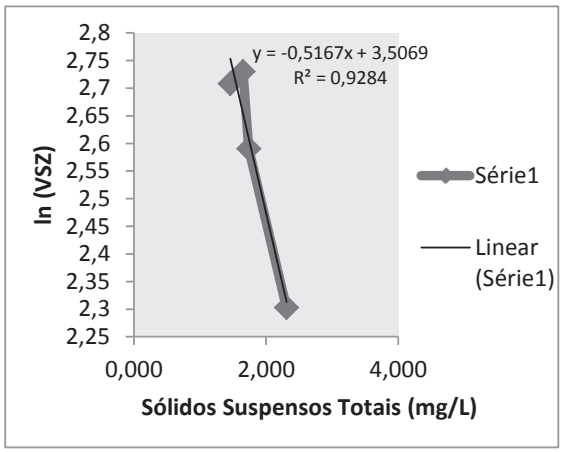


Figura 7: VSZ em função da concentração de lodo do sistema UCT

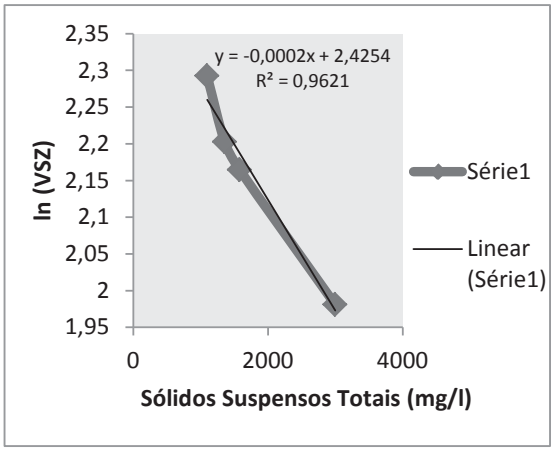


Figura 8: VSZ em função da concentração de lodo do sistema RBS Granular

A **Tabela 3** apresenta a média do K e V_0 e do r^2 da equação de Vesilind.

Tabela 3: Média das constantes de sedimentabilidade para cada lodo.

Lodo	Média		r^2
	K (l/g)	V_0 (m/h)	
UCT	0,09	8,35	0,95056
RBS – Granular	0,26	34,97	0,7725

VAN HAANDEL e MARAIS (1999) advertem que um lodo com boa sedimentabilidade possui valores de k= 0,31L/g e V_0= 11m/h. O sistema UCT possui características de um lodo floculento, mais mesmo assim sua velocidade apresenta-se próximo ao recomendado, 8,35m/h, porém sua compressibilidade é baixa 0,09 L/g indicando assim que o mesmo ocupa mais espaço no decantador, pois quanto maior sua compactação menor espaço utilizado para decantação do lodo.

O RBS – Granular, devido seu lodo ser em forma de granulo ele sedimenta com uma velocidade muito boa 34,97m/h garantindo que o efluente desse sistema sairá totalmente clarificado. Outro fator positivo é que sua capacidade de compressibilidade chega próximo do que a literatura estima, reduzindo o espaço ocupado pelo lodo no decantador.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Através dos resultados, conclui-se:

1. O lodo que obteve melhor sedimentabilidade foi o lodo do RBS (Granular) 34,97m/h, isso pode ter ocorrido devido seu lodo ser em forma de grânulo, sendo assim mais denso que o outro; além de ter uma ótima velocidade, a compressibilidade também é boa, pois chega perto do que a literatura chama de sedimentação boa;
2. O lodo do UCT mesmo sendo um lodo filamentoso, teve uma sedimentabilidade de 8,69m/h próximo de 11m/h (boa sedimentabilidade), isso pode ser devido a operação do sistema;
3. Ambos foram bons em relação a sua compressibilidade (K).

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsa vinculada ao programa PIBIC/IFCE e ao Laboratório de Controle Ambiental (LCA) do IFCE, *Campus* Limoeiro do Norte.

REFERÊNCIAS

ADAV, S. S.; LEE, D. J.; LAI, J. Y. Intergeneric coaggregation of strains isolated from phenol-degrading aerobic granules. **Appl. Microbiol. Biotechnol**., v.79, p. 657-661, 2008.

Silva, A. L. **Determinação das constantes de sedimentabilidade de sistemas de lodo ativado**. Campina Grande, Paraíba, 2008.

VESILIND, P.A. **Theroretical Considerations: Desingn of Prototype Thickeners from Batch Settling Teste.** Water and Sewage Works 1968.

VAN HAANDEL, A. C. & MARAIS, G. **O comportamento do sistema de lodo ativado: teoria e aplicações para projetos e operações.** Campina Grande – PB: Epgraf., 1999.

DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR., G. L., BASSIN, J. P. **Processos Biológicos Avançado: Para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana.** Rio de Janeiro – RJ: Interciência, 2011.

ESTRUTURA DO FITOPLÂNCTON EM UM ESTUÁRIO SOB INFLUÊNCIA DE ATIVIDADES DE CARCINICULTURA NO NORDESTE DO BRASIL

Juliana dos Santos Severiano[1], Enaide Marinho de Melo Magalhães[2] e Ariadne do Nascimento Moura[3]

[1]Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Biologia, UFRP, Av. Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. E-mail: jsantosseveriano@gmail.com

[2]Bióloga. Laboratórios Integrados de Ciências do Mar e Naturais do Instituto de Ciências Biológicas e da Saúde, UFAL, Rua Aristeu de Andrade, 452, Farol, 57051-090, Maceió, AL, Brasil. E-mail: enaidemmm@gmail.com

[3]Professora associada III. Departamento de Biologia, UFRP, Av. Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. E-mail: ariadne@db.ufrpe.br

Apoio Financeiro: BR Nauttilus Maricultura Ltda

Resumo

A carcinicultura destaca-se como uma das grandes ameaças ao ecossistema estuarino. Diante da importância do fitoplâncton como indicadores da qualidade da água, este trabalho objetivou avaliar a estrutura dessa comunidade no estuário do rio Santo Antônio (Alagoas, Brasil) em áreas próximas a viveiros de cultivo de camarão. A amostragem foi realizada em 4 estações de coleta em março e junho (período chuvoso) e setembro e dezembro (período seco) de 2008, em regime de baixa-mar e preamar, com exceção da estação 1 que não mostrou influencia da maré por compreender o ponto de descarga da água dos viveiros. Foram identificadas 204 espécies: 154 no período chuvoso e 144 no seco. Na estação 1, foram observadas as maiores densidades, com a dominância das diatomáceas (*Chaetoceros lorenzianus*, *C. teres* e *Thalassiosira eccentrica*), bem como os menores valores de diversidade e equitabilidade. A estação 2 também se destacou, com a dominância da cianobactéria *Pseudanabaena catenata* em março e do dinoflagelado *Protoperidinium granii* em dezembro, ambos na preamar. Esses resultados mostram que apesar da atividade carcinicultora ter influenciado na densidade, diversidade e equitabilidade fitoplanctônica, ainda pode ser observado o estabelecimento de uma comunidade rica e diversificada no estuário do rio Santo Antônio.

INTRODUÇÃO

Atualmente, uma das grandes ameaças ao ecossistema estuarino tem sido a implantação de atividades aquícolas, como a carcinicultura. A descarga excessiva ou indiscriminada de efluentes dos viveiros acarreta em problemas ambientais, sociais e econômicos, uma vez que as águas provenientes do cultivo apresentam altas concentrações de nutrientes, gerando um potencial para o processo de eutrofização (BUFORD,1997).

Neste aspecto, a caracterização da comunidade fitoplanctônica em áreas de cultivo torna-se indispensável, pois esses organismos respondem rapidamente aos impactos ambientais, comportando-se como bons indicadores da qualidade da água (SILVA-CUNHA, 2001).

Assim, este trabalho tem como objetivo avaliar a estrutura da comunidade fitoplanctônica, mensurada através da riqueza de espécies, densidade, diversidade e equitabilidade, no estuário do rio Santo Antônio (Barra de Santo Antônio, Alagoas, Brasil) em áreas próximas a viveiros de cultivo de camarão, nos períodos seco e chuvoso e nos ciclos diurnos de marés.

MATERIAL E MÉTODOS

No estuário do rio Santo Antônio (09º22'0''S-35º30'0''W e 09º23'0''S-35º31'0''W) esta instalada uma empresa carcinicultora (Figura 1).

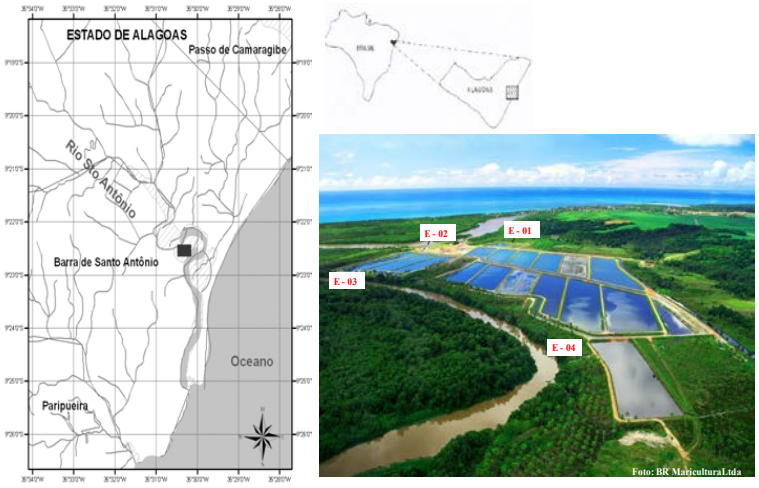


Figura 1. Localização das estações de coleta no estuário do rio Santo Antônio, Alagoas, Brasil. E = estação de coleta.

A amostragem foi realizada em 4 estações de coleta nos períodos chuvoso (março e junho) e seco (setembro e dezembro) do ano de 2008, em regime de baixa-mar e preamar, com exceção da estação 1 que não sofreu influencia da maré por compreender o ponto de descarga da água dos tanques dos viveiros (Figura 1).

As amostras foram coletadas utilizando rede de plâncton (45µm), sendo realizados arrastos horizontais na camada subsuperficial da água com um barco. Na estação 1 não foi possível a utilização do barco. As amostras foram preservadas com formol a 4%.

A identificação dos organismos foi realizada sob microscópio óptico, até o menor nível taxonômico possível, utilizando bibliografia especializada. A determinação da densidade celular (Org. L^{-1}) foi realizada em microscópio óptico, sendo as espécies dominantes e abundantes determinadas, segundo Lobo & Leighton (1986). A diversidade específica (bits. $org.^{-1}$) foi calculada, de acordo Shannon (1948) e a equitabilidade, de acordo com Pielou (1977).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificadas 204 espécies, distribuídas nas classes: Bacillariophyceae (134), Chlorophyceae (31), Cyanophyceae (29), Euglenophyceae (8) e Dinophyceae (2). Esse número de espécies identificadas é similar ao que é, geralmente, observado em ambientes estuarinos (MATOS *et al*. 2011; MELO-MAGALHÃES *et al*. 2011), indicando que as condições físicas e químicas no ambiente estudado são favoráveis ao desenvolvimento de uma comunidade fitoplanctônica rica e diversificada.

Não foi observada variação acentuada no número de espécies entre os períodos chuvoso e seco, sendo registradas 154 e 144 espécies, respectivamente. O regime de maré influenciou na riqueza florística, uma vez que, em ambos os períodos sazonais estudados, foi observado maior número de espécies na baixa-mar, com exceção da estação 3 em março e da estação 4 em setembro (Tabela 1). Possivelmente, este resultado esta relacionado com a maior contribuição de espécies ticoplanctônicas nessa altura de maré. De acordo com Aquino (2012), a baixa profundidade que é, geralmente, mantida na baixa-mar, favorece a ressuspensão de organismos do fundo para as camadas d'água superiores, que passam, assim, a compor o plâncton.

As diatomáceas apresentaram maior riqueza em todas as estações de coleta, nos

dois períodos sazonais (Tabela 1). Trabalhos mostram as diatomáceas como principal componente da flora planctônica em estuários das regiões Norte (MATOS *et al*. 2011) e Nordeste (MELO-MAGALHÃES *et al*. 2011) do Brasil. Melo-Magalhães *et al*. (2011), atribuem a importância das diatomáceas em estuários a alta salinidade, geralmente, observada nesses ambientes que favorecem a instalação de diatomáceas marinhas eurialinas.

Tabela 1. Riqueza de espécies do fitoplâncton identificado no estuário do rio Santo Antônio, durante os períodos chuvoso (março e junho) e seco (setembro e dezembro).

Maré		Baixa-Mar			Preamar				Baixa-Mar			Preamar		
Classes/Estações	1	2	3	4	2	3	4	1	2	3	4	2	3	4
					Março							Junho		
Cyanobacteria	3	5	6	5	3	7	3	5	0	2	0	1	1	0
Bacillariophyceae	12	29	8	21	4	16	21	14	61	54	31	30	31	24
Chlorophyceae	0	2	2	3	0	1	3	2	4	5	1	3	1	2
Euglenophyceae	0	0	0	0	0	0	0	0	0	2	1	0	0	1
Dinophyceae	0	0	0	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0
Total	15	36	16	29	7	24	27	22	65	63	33	34	33	27
					Setembro							Dezembro		
Cyanobacteria	10	3	2	4	4	3	1	6	6	6	7	3	7	7
Bacillariophyceae	0	0	2	1	1	1	1	2	3	2	2	0	2	2
Chlorophyceae	0	0	0	0	1	0	0	0	0	0	0	1	0	0
Euglenophyceae	18	19	40	22	17	28	27	12	30	35	38	22	31	24
Dinophyceae	2	3	4	4	0	0	5	2	7	6	4	0	2	3
Total	30	25	48	31	23	32	34	22	46	49	51	26	42	36

No período chuvoso, foi observado que a densidade fitoplanctônica foi alta na estação 1 em março e junho, sendo registrados 751 e 116 org. L^{-1}, respectivamente (Figura 2 a). As diatomáceas foram dominantes, devido a elevada densidade de *Chaetoceros lorenzianus* Grunow e *Thalassiosira eccentrica* (Ehrenberg) Cleve em março e *Chaetoceros teres* Cleve e *C. lorenzianus* em junho (Figura 2 a; Tabela 2). Alta densidade também foi registrada na estação 2, na preamar de março, com dominância da cianobactéria *Pseudanabaena catenata* Lauterborn.

No período seco, a densidade na estação 1 foi alta em setembro, sendo registrados 167 org. L^{-1}, com dominância de *T. eccentrica* (Figura 2 b; Tabela 2). Na estação 2, em dezembro, foi observado elevada densidade do dinoflagelado *Protoperidinium granii* (Ostenfeld) Balech, na preamar (Figura 2 b; Tabela 2).

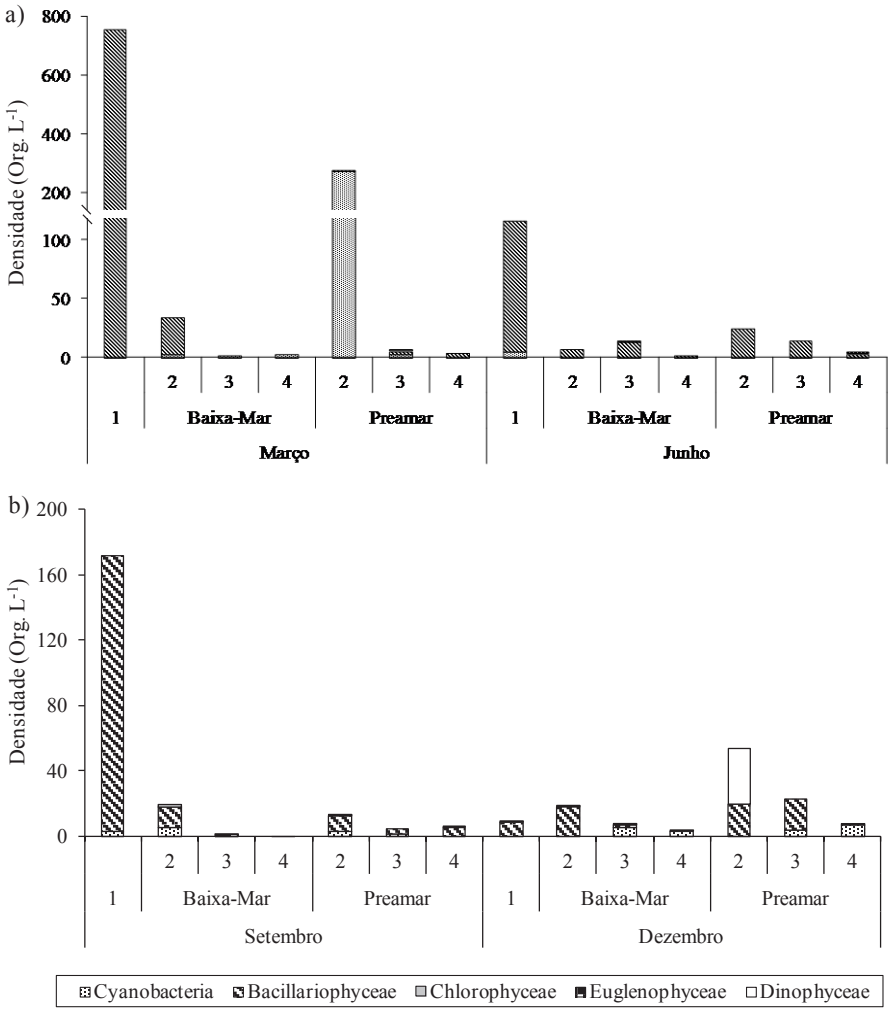


Figura 2. Densidade do fitoplâncton (org. L^{-1}) no estuário do rio Santo Antônio, durante os períodos (a) chuvoso (março e junho) e (a) seco (setembro e dezembro).

Tabela 2. Densidade das espécies dominantes e abundantes no estuário do rio Santo Antônio, durante os períodos chuvoso (março e junho) e seco (setembro e dezembro).

Maré		**Baixa-Mar**			**Preamar**				**Baixa-Mar**			**Preamar**		
Classes/Estações	**1**	**2**	**3**	**4**	**2**	**3**	**4**	**1**	**2**	**3**	**4**	**2**	**3**	**4**
					Março							**Junho**		
Chaetoceros lorenzianus	**381**	0	0	0	0	0	0	31	0	0	0	0	0	0
Chaetoceros teres	66	0	0	0	0	0	0	57	0	0	0	0	0	0
Pseudanabaena catenata	0	0	0	0	**266**	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Thalassiosira eccentrica	**225**	1	0	0	1	0	3	3	1	1	1	4	1	0
					Setembro							**Dezembro**		
Actinocyclus normanii f. *normanii*	0	0	0	0	0	0	0	1	7	1	0	**20**	**17**	0
Protoperidinium granii	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	**34**	0	0
Thalassiosira eccentrica	**167**	4	0	0	7	2	5	7	11	0	0	0	2	1

Nas estações 3 e 4, a densidade foi baixa durante todo o período de estudo (Figura 2 a e b).

A alta densidade na estação 1 pode estar relacionada a concentração de nutrientes neste local, uma vez que neste ponto ocorre a descarga da água dos tanques da fazenda de cultivo de camarão. Segundo Buford (1997), a água proveniente do cultivo apresenta altas concentrações de nutrientes que favorecem o desenvolvimento dos organismos fitoplanctônicos.

As diatomáceas foram dominantes nessa estação, certamente, porque são melhores competidoras por nutrientes do que outros grupos algais (LITCHMAN *et al.* 2006). O crescimento das diatomáceas é considerado um aspecto positivo, pois as mesmas representam a base de cadeias alimentares economicamente importantes, e do ponto de vista sanitário, são consideradas inofensivas (PERSICH *et al*. 1996). Em contrapartida, a dominância de cianobactérias pode ser nocivo meio ambiente, pois pode provocar distúrbio nos parâmetros físico-químicos com, consequente, queda acentuada na qualidade da água. Além disso, pode causar problemas de saúde publica, pois muitas das espécies de cianobactérias produzem toxinas.

A elevada densidade de *Pseudanabaena catenata* na estação 2 no estuário do rio Santos Antônio pode servir de alerta para a necessidade do monitoramento constante da comunidade fitoplanctônica neste ambiente, uma vez que esta cianobactéria é potencialmente tóxica (GONZALEZ-GIL *et al*. 1999). *P. catenata* é típica de ambientes dulciaquícolas e apesar de, no presente estudo, ter sido dominante na preamar, quando ocorre maior influência marinha, foi durante o período chuvoso. Segundo Matos *et al.* (2011), os meses de maior pluviosidade provocam aumento do fluxo limnético, acarretando o aporte mais intenso dos rios, favorecendo a entrada de espécies dulciaquícolas.

Já a ocorrência dos dinoflagelados em ambientes estuarinos esta intimamente relacionada ao regime de marés, responsável por transportar as espécies de áreas oceânicas (SILVA-CUNHA, 2001), como, por exemplo, *Protoperidinium granii* que foi dominante no estuário do rio Santo Antônio na estação 2 na preamar de dezembro.

A diversidade específica no estuário do rio Santo Antônio variou de alta a muito baixa (Figura 3). No período chuvoso, a menor diversidade ocorreu na preamar da estação 2 em março (0,17 bits. org.$^{-1}$), em virtude da dominância de *P. catenata*,

enquanto no período seco, foi na estação 1 em setembro (0,36 bits. org.$^{-1}$), devido a elevada densidade de *T. eccentrica*. A equitabilidade seguiu o mesmo padrão da diversidade, sendo observados os valores mais baixos nas estações citadas acima.

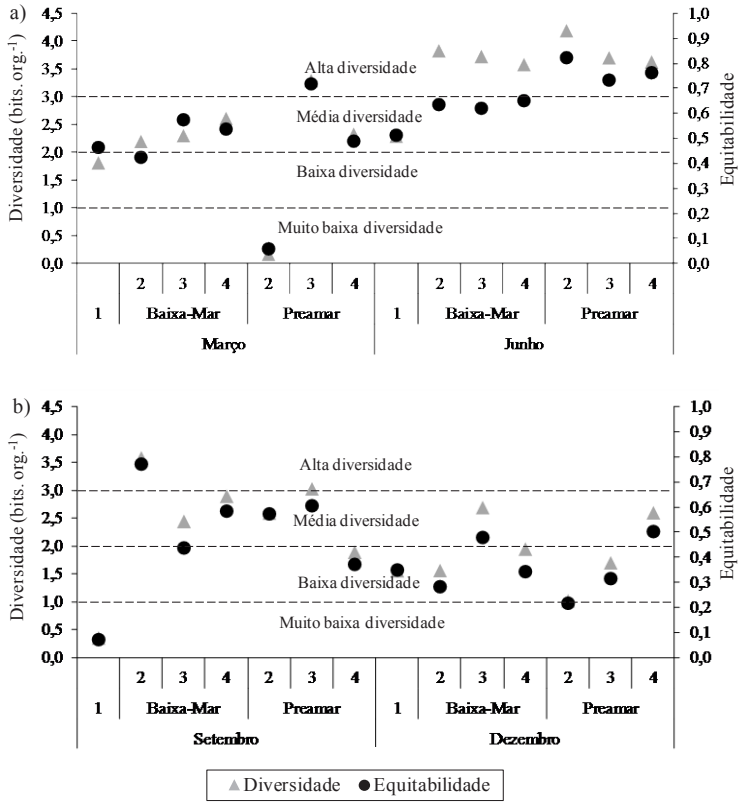


Figura 3. Diversidade específica e equitabilidade do fitoplâncton no estuário do rio Santo Antônio, durante os períodos (a) chuvoso (março e junho) e (b) seco (setembro e dezembro). 1-4 = estações de coleta.

CONCLUSÃO

1. A comunidade fitoplanctônica foi rica e diversificada, demonstrando que apesar do impacto causado pela implantação da fazenda de cultivo de camarão, o estuário do rio Santo Antônio ainda mantém condições favoráveis ao desenvolvimento do fitoplâncton; 2. A altura de maré e a precipitação pluviométrica atuaram diretamente na densidade fitoplanctônica, através da importação de espécies marinhas e/ou dulciaquícolas para a zona estuarina; 3. O local onde ocorre o lançamento de efluentes no estuário do rio Santo Antônio, bem como nas áreas próximas, apresentaram sinais de desequilíbrio ambiental, como alta densidade fitoplanctônica e baixa diversidade específica.

AGRADECIMENTOS

Fundação Apolônio Salles (FADURPE) e a empresa BR Nauttilus Maricultura Ltda.

REFERÊNCIAS

AQUINO, E. P. Fitoplâncton do estuário do rio dos Passos (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil). 2012. 87 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2012.

BUFORD, M. Phytoplankton dynamics in shrimp ponds. **Aquaculture Research**, v. 28, p. 351-60, 1997.

GONZALEZ-GIL, S.; AGUILERA, A; LOPEZ-RODAS, V.; COSTAS, E. Characterization of morphospecies and strains of *Pseudanabaena* (Cyanophyceae) from laboratory cultures using antibodies and lectins. **European Journal of Phycology**, vol. 34, n. 1, p. 27-33, 1999.

LITCHMAN E.; KLAUSMEIER C. A.; MILLER J. R.; SCHOFIELD O. M.; FALKOWSKI P. G. Multi-nutrient, multi-group model of present and future oceanic phytoplankton communities. **Biogeosciences Discussions**, vol. 3, p. 585-606, 2006.

LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estrutura de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biologia Marinha y Oceanografia, Santiago**, v. 22, n. 1, p.143-170, 1986.

MATOS, J. B.; SODRÉ, D. K. L.; DA COSTA, K. G.; PEREIRA, L. C. C.; DA COSTA R. M. Spatial and temporal variation in the composition and biomass of phytoplankton in an Amazonian estuary. **Journal of Coastal Research**, vol. 64, 2011.

MELO-MAGALHÃES, E. M.; MOURA, A. N.; MEDEIROS, P. R. P.; LIMA, E. L. R.; KOENING, M. L. Phytoplankton of the São Francisco river estuarine region (Northeastern Brazil): a study of its diversity. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, vol. 15, n. 1, p. 95-105, 2011.

PERSICH, G. R.; ODEBRECHT, C.; BERGESCH, M.; ABREU, P. C. Eutrofização e fitoplâncton: comparação entre duas enseadas rasas no estuário da lagoa dos Patos. **Atlântico**, Rio Grande, v. 18, p. 27-41, 1996.

PIELOU, E. C. Mathematical ecology. New York: J. Wiley, 1977. 385p.

SHANNON, C. E. A mathematical theory of communication. **Bulletin of System Tecnology Journal**, v. 27, p. 379-423, 1948.

SILVA-CUNHA, M. G. G. Estrutura e dinâmica da flora planctônica no canal de Santa Cruz – Itamaracá – Pernambuco-Nordeste do Brasil. Tese (Doutorado em Oceanografia Biológica) - Programa de Pós-Graduação em Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, PE, 2001.

O EMPODERAMENTO NAS POLÍTICAS PÚBLICAS DE GESTÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS

Juliene Karine Anjos do Nascimento[1]
Graduanda de Engenharia Agrícola e Ambiental da UFRPE
Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n. Dois Irmãos, Recife/PE
E-mail: juliene.nascimento@gmail.com

Fernando Joaquim Ferreira Maia[2]
Professor Adjunto da UFRPE
Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n. Dois Irmãos, Recife/PE
E-mail: fernandojoaquimmaia@gmail.com

Soraya Giovanetti El-Deir[3]
Professora Adjunta da UFRPE e Coordenadora do Gampe
Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n. Dois Irmãos, Recife/PE
E-mail: sorayageldeir@gmail.com

Resumo
A ação de políticas públicas na conservação da natureza, proteção dos recursos naturais e monitoramento ambiental é um dos aspectos chaves para o alcance do desenvolvimento sustentável. Diante disso, a Gestão dos recursos hídricos vem se tornando tema de uma política em evidência no Brasil, envolvendo o empoderamento, os comitês de bacias hidrográficas e a legislação relacionada ao uso da água. Esse modelo de gestão está sendo implantado em diversos Estados brasileiros, mas apesar do grande avanço na área, percebe-se que ainda há impasses na aplicação da legislação e no gerenciamento desse recurso. Este estudo tem como objetivo abordar a questão das políticas públicas nas ações envolvendo o uso da água, partindo do pressuposto que a compreensão desta temática contribuirá para participação da sociedade na efetivação de políticas de proteção ambiental.

Palavras-chave: Políticas Públicas, Recursos Hídricos, Gestão das Águas.

1. INTRODUÇÃO

A água é um recurso essencial à vida, sendo solvente universal, componente bioquímico dos seres vivos e meio de sobrevivência para várias espécies de vegetais e de animais, além de insumo na produção de bens e serviços. Entretanto, a água é impactada por ações socioeconômicas que podem gerar degradação da sua qualidade e reduzir a quantidade utilizável em intervalos de espaço e tempo muito mais curtos.

A disponibilidade de água para as populações, para a indústria e para a atividade agrícola é um dos maiores desafios enfrentados atualmente, pois se trata de um bem

precioso e escasso, que exige tecnologias para seu melhor aproveitamento, captação e para pôr fim ao desperdício (DANTE, 2006).

Nesse contexto destaca-se a importância da gestão de políticas públicas voltadas para a conservação dos recursos naturais e com o objetivo de estabelecer instrumentos que facilitem a gestão participativa, ou empoderamento. Ressalta-se que a gestão descentralizada e participativa da água é inovação e princípio da Lei Federal nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que dispõe sobre a Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, conforme o seu art. 1º, incisos V e VI. Tal instância de participação se dá por meio dos Comitês de Bacias Hidrográficas, órgãos colegiados formados por diversos segmentos sociais e por representantes dos poderes executivos (CARRERA-FERNANDEZ, GARRIDO, 2002). Têm natureza estatal especial, inserem-se na estrutura administrativa do poder estatal e se vinculam hierarquicamente aos Comitês congêneres de amplitude geográfica maior (POMPEU, 2010).

Assim, o presente trabalho busca discutir as políticas públicas de gestão dos recursos hídricos com olhar crítico, que considere o empoderamento da comunidade no debate, formulação e execução da gestão da água.

2. MATERIAL E METÓDOS

A partir do estudo da Lei Federal nº. 9.433, de 8 de janeiro de 1997, que dispõe sobre a PNRH, foi realizado o levantamento bibliográfico tomando por base artigos científicos que tratam de questões relativas ao gerenciamento dos recursos hídricos.

Desse modo o presente estudo adota como método a transdisciplinariedade entre o direito e a gestão ambiental para a efetivação de políticas públicas de recursos hídricos que garantam o desenvolvimento sustentável e a dignidade da pessoa humana. A opção encontra base jurídica no art. 3º, inciso III da Lei 9433/97 que coloca como diretriz da PNRH a integração da gestão da água com a gestão ambiental. Trabalha-se com a hipótese de que a participação da sociedade na gestão da água pode constituir uma estratégia adequada para garantir a eficiência da norma jurídica.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 A Gestão dos Recursos Hídricos no Brasil como política ambiental

O processo de evolução das políticas públicas ambientais no Brasil se aprofundou quando da transição pós-democrática e, por força das pressões de uma sociedade civil mais ativa e mais organizada, criaram-se novos espaços públicos de interação e principalmente de negociação face ao processo de empoderamento. Na década de 1990, o país aprimorou a legislação de proteção à biodiversidade e avançou na legislação ambiental em geral, com destaque para o surgimento e o fortalecimento de diversos conselhos como parte componente em várias áreas e nos níveis federal, estadual e municipal, contando com a participação ativa de representantes de organizações não governamentais (ONGs) e de movimentos sociais (JACOBI, 2008).

No contexto relacionado à gestão das águas, o Brasil tem uma legislação integrada e descentralizada, pela qual a PNRH dispõe sobre os instrumentos de gestão dos recursos hídricos e determina preceitos gerenciais e obrigações entre as partes. A PNRH enquadramento de corpos d'água em classes, a outorga dos direitos de uso de recursos hídricos, cobranças pelo uso da água, planos de recursos hídricos, a compensação a Municípios e o Sistema de Informações sobre Recursos Hídricos.

Seu sistema de gestão apresenta características de descentralização e participação, com base nas bacias hidrográficas como unidades territoriais de planejamento e gestão. Dentre seus principais componentes, os Comitês de Bacia, a Agência Nacional de Águas, o Conselho Nacional de Recursos Hídricos e os Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos, além dos órgãos públicos cujas competências relacionam-se com as águas nos três níveis de governo (PAGNOCCHESCHI, 2003).

As ações de gestão participativa, exercidas por meio dos Comitês de Bacia Hidrográfica, aperfeiçoam a pauta do setor público e privado dedicado à pesquisa e desenvolvimento na área, foca a gestão dos conflitos, e garante a maior eficiência e uso de tecnologias mais modernas (DANTE, 2006).

Apesar desses avanços, Pagnoccheschi (op. cit.) afirma que o Brasil ainda está distante de resolver seus múltiplos problemas ambientais. Segundo este, o ritmo de contaminação na ultima década foi muito acelerado e as ações em favor da proteção ambiental continuam sendo lentas diante das forças de desenvolvimento

ambientalmente degradante e dos riscos ambientais, muitas vezes estimuladas pela intensa demanda procedente dos mercados nacional e internacional.

Tundisi (2005) aborda que técnicas inovadoras de proteção e recuperação de recursos hídricos são fundamentais em todas as regiões do Brasil. O estabelecimento de legislação local e regional, a proteção de bacias interestaduais e a educação sanitária e ambiental são focos relevantes de atuação em todas as bacias hidrográficas. Para enfrentar esses desafios, é necessária densa legislação descentralizada, por região e bacia. Entretanto o sistema jurídico deve ser modificado. Faz-se necessário um esforço de adequação do conjunto legal e a construção de caminhos compatíveis com as necessidades e com as especificidades locais e regionais. Defende-se que isso passa pelo empoderamento da população na gestão da água, pois só assim se permitirá uma compreensão coletiva da importância e oportunidade desse recurso (PAGNOCCHESCHI, 2003).

3.2 Aspectos econômicos e sociais no uso da água

A Gestão dos Recursos Hídricos tem como regra fundamental proporcionar o uso múltiplo das águas (art. 1º, IV, da Lei da PNRH), que tem como especificações o consumo humano direto, a dessedentação dos animais, o abastecimento público e privado, a diluição dos esgotos, o aproveitamento de potenciais hidrelétricos, o transporte, a irrigação, o lazer, e outros descritos na lei. Os usos múltiplos e os impactos nos recursos hídricos no Brasil apresentam variada magnitude e distribuição pelo país. Este processo é intensificado devido à urbanização e aos usos agrícola e industrial. Um dos principais empecilhos ao gerenciamento dos recursos hídricos no Brasil é a falta de um controle efetivo na disposição de resíduos não tratados, o uso excessivo dos recursos hídricos pelos mecanismos e a relação entre qualidade do recurso hídrico e qualidade de vida da população (TUNDISI, 2005). A PNRH é crítica e adota como diretriz, para alcançar o desenvolvimento sustentável, no seu art. 3º, inciso V, a articulação da gestão de recursos hídricos com a do uso do solo (D'ISEP, 2010). A solução adotada é o planejamento estratégico, mas mediante a adoção de limites à liberdade do Estado em outorgar aos particulares direitos de uso da água naquelas situações que alterem o regime, a quantidade ou a qualidade da água existente em um corpo d'água. Tenta-se preservar os usos múltiplos dos recursos hídricos para se limitar o direito de uso à

efetiva disponibilidade de água para todos (MILARÉ, 2011). A outorga será sempre dada por prazo determinado e sem direito ao pleno uso.

Nesse contexto, Carvalho e Rodrigues (2009) afirmam que a escassez de água frente aos seus usos múltiplos gera uma redução na sua disponibilidade e qualidade. Esta situação tem reflexo na crise atual da saúde e na segurança hídrica e alimentar, o que compromete os índices de qualidade de vida dentre outros indicadores sociais de bem-estar. A problemática se agrava diante do crescimento econômico desordenado, a ocupação não apropriada do solo e o desperdício dos recursos hídricos, tudo isso tem contribuído para tornar a disponibilidade de água em certas bacias hidrográficas conflitante com as demandas nos seus múltiplos uso. O descarte de esgotos sanitários e efluentes industriais sem nenhum tratamento, aliados a má disposição dos resíduos sólidos urbanos e industriais, tem contribuído também para degradar a qualidade das águas (CARRERA-FERNANDEZ, GARRIDO, 2002).

Desse modo, destaca-se que, ao gerenciar a água, há a obrigação indireta de gerenciar diversos processos ambientais e planejar o espaço territorial e mediante o respeito dos parâmetros de sustentabilidade ambiental dos sistemas naturais remanescentes (CARVALHO, RODRIGUES, 2009). Duarte (2001) ressalta que a conscientização de todos diante da importância da preservação e do uso racional dos recursos hídricos, bem como a participação de todos no debate dessas questões e a implementação das medidas necessárias pode se configurar numa solução para o uso sustentável das águas. Ainda há a inobservância da legislação por parte dos órgãos públicos e das entidades privadas, além de falhas na compreensão dos limites ecológicos e das necessidades socioeconômicas.

Carrera-Fernandez e Garrido (2002) abordam que a ação do poder público é justificada nos casos onde as demandas apresentadas e a oferta não são capazes de contabilizar os verdadeiros custos e benefícios sociais ou contabilizam apenas parte desses custos e benefícios. Este é o caso especifico dos recursos da água, pois se apresentam com fortes características de bem público. Neste caso, a intervenção do Estado pode levar a economia a alocar os recursos da água de forma mais eficiente, com ganhos para toda a sociedade.

3.3 Problemas e desafios para a Gestão das Águas

A problemática relativa à quantidade e à qualidade dos recursos hídricos no Brasil mostra uma situação diversificada e complexa, que exige avanços institucionais e tecnológicos para a recuperação e a proteção dos mananciais, além de novas visões para a gestão produtiva, integrada e adaptativa das águas (TUNDISI, 2005).

Nesse sentido, o art. 1º da Lei da PNRH impõe o princípio de que a água é um recurso natural limitado, dotado de valor econômico. A lógica posta pela lei está em consonância com o art. 3º, inciso V, da Política Nacional do Meio Ambiente, Lei nº 6938/81, que afirma a finitude e vulnerabilidade da água e atribui uma série de contraprestações pelo uso desse recurso como forma de garantir o seu uso adequado. (MILARÉ, 2011).

Observa-se que a adequação da gestão dos recursos hídricos às diversidades físicas, demográficas, econômicas, sociais e culturais das diversas regiões do País encontra barreiras políticas, informacionais e administrativas. As implicações com a preservação, recuperação ou melhoria do meio ambiente se impõem naturalmente com o desenvolvimento da cultura ambiental da sociedade. Com relação ao desenvolvimento dos recursos hídricos, é necessário estabelecer uma separação entre a preservação, a conservação e a exploração (ALMEIDA, 2007).

Nesse sentido, o desafio em questão é adotar tecnologias e práticas modernas, realísticas e conscientes que permitam o tratamento dos problemas de grande complexidade e magnitude, ligados ao planejamento e à administração dos recursos hídricos. Estes recursos são considerados hierarquicamente como um dentre os diversos componentes dos recursos naturais, item em que se baseia o desenvolvimento econômico (ALMEIDA, 2007). Entretanto, desde a concepção da Agenda 21 Global (ONU, 1992) até textos mais atuais (BRAGA, EL-DEIR, 2012), o sistema econômico é visto como subsistema do meio ambiente, o primeiro não pode reger as leis naturais.

Em termos práticos, os sistemas de gestão dependem de instrumentos que possam ser desenvolvidos e aplicados de forma a atender às expectativas e aos desejos da comunidade, aos limites impostos pela aptidão natural das bacias hidrográficas e pelos ecossistemas ali existentes, seja na perspectiva mais utilitarista, ou seja, para o atendimento de objetivos de preservação ambiental. O equilíbrio entre essas

expectativas e os desejos da sociedade deve ser balizado na medida em que é requerida para a garantia da sustentabilidade, no médio e no longo prazo.

O conceito da gestão de recursos hídricos, apesar de amplamente aceito, é de alta complexidade e encontra inúmeras dificuldades para sua implantação. A descentralização da gestão para o nível local e as necessidades de articulação da gestão por bacias hidrográficas, apesar do seu desenvolvimento pela Lei da PNRH a nível federal, ainda estão dependentes de uma evolução institucional do país, assim como do aprofundamento do processo de empoderamento social, que atua para o fortalecimento de pequenos grupos informais, associações e cooperativas que passam a exercer diferentes papeis em todo o processo de produção, constituindo um importante fator de mudança nas diferentes dinâmicas de desenvolvimento.

CONCLUSÃO

A PNRH tem como alvo estabelecer metas a serem atingidas e demonstrar meios e indicadores para efetividade da política, mas na prática, ainda existe um ritmo lento quanto às ações de proteção ambiental, principalmente por conta das pressões de desenvolvimento econômico procedentes do mercado, o que amplia os riscos ambientais e afasta a participação da sociedade civil no debate e formulação de uma correta gestão da água. Dentro desse contexto, a gestão dos recursos hídricos, que tem como proposta a integração das três esferas de governo, deve ser uma articuladora dos interesses públicos, sociais e econômicos para a viabilização das políticas públicas já evidenciadas e também para a construção de planos e de políticas que sejam capazes de promover a preservação das águas e a utilização sustentável da mesma, principalmente em Estados que não desenvolveram o domínio do gerenciamento dos recursos hídricos. O grande desafio é garantir a articulação dos vários segmentos sociais na defesa do equilíbrio entre a proteção, a necessidade econômica, a sanitária e a social.

É fundamental que o empoderamento da comunidade local seja o condutor do procedimento básico para o gerenciamento de políticas públicas de Recursos Hídricos. A base é a descentralização e a participação social no processo de gestão. O princípio da gestão descentralizada e participativa no Brasil se torna norteadora para a compreensão da Lei como instrumento de mudança do paradigma de política pública. Para uma gestão efetiva da água é necessário que as Políticas Públicas de recursos hídricos sejam

geridas a partir das diretrizes dos Comitês das Bacias Hidrográficas enquanto unidade de planejamento e gestão, e que os administradores públicos e os usuários tenham conhecimento da legislação vigente de proteção dos mananciais e promovam sua efetividade.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, J. R. de. **Gerenciamento ambiental**. Rio de Janeiro: Thex, 2007.

BRAGA, E. C. B.; EL-DEIR, S. G. Educação Ambiental como tema para a Extensão Rural. In: El-DEIR, S. G. (org.). **Educação ambiental no semiárido**: Propostas metodológicas de extensão rural. Recife: Edufrpe, 2012, p. 9-32.

CARRERA-FERNANDEZ, J.; GARRIDO, R. J. **Economia dos recursos hídricos**. Salvador: Edufba, 2002.

CARVALHO, O., RODRIGUES, F. Recursos Hídricos e desenvolvimento sustentável: escala de necessidades humanas e manejo ambiental integrado. **GEO*graphia* -** Revista do Programa de Pós-Graduação em Geografia da UFF., vol. 6, n. 12, 2004, p. 111-125.

DANTE, A. R. **Aplicação de instrumentos de gestão de recursos hídricos na Bacia do Rio Paranhana.** Dissertação de mestrado. 2006. Disponível em: http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/7211. Acesso em: 20 jan. 2013.

D'ISEP, C. F. M. **Água juridicamente sustentável**. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2010.

JACOBI, P. R. Governança da água e aprendizagem social no Brasil. **Sociedad Hoy,** Universidad de Concepción, Chile, n.15, 2008, p. 25-44.

PAGNOCCHESCHI, B. Política Nacional de Recursos Hídricos. In: LITTLE, P. E. (Org.). **Políticas Públicas no Brasil** – Análises, instrumentos e experiências. Brasília: ITEB. 2003.

MILARÉ, E. **Direito do ambiente**: a gestão ambiental em foco. 7. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2011.

ONU – Organização das Nações Unidas. **Agenda 21 Global**. Washington: ONU, 1992.

POMPEU, C. T. **Direito de águas no Brasil**. 2. ed. São Paulo: Revista dos Tribunais, 2010.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI:** Enfrentando a Escassez. 2 ed. São Carlos: RiMA, 2005.

PRECIPITAÇÃO PLUVIAL E EVAPOTRANSPIRAÇÃO DA CANA-DE-AÇÚCAR NA REGIÃO DE RIO LARGO-ALAGOAS

Kleyton Danilo da Silva Costa[1], Klebson Santos Brito[2], Iêdo Teodoro[3], José Dantas Neto[4]

[1] Engenheiro Agrônomo, Mestrando em Produção Vegetal, CECA/UFAL

[2]Engenheiro Agrônomo, Mestrando em Engenharia Agrícola CTRN/UFCG klebsombrito@yahoo.com.br. (82)9669-3859

[3] Professor: Laboratório de Agrometeorologia e Radiometria Solar - LARAS, UFAL, Maceió – AL, (82)3214-1360

[4] Professor, CTRM – UFCG.

Resumo

Este trabalho tem por objetivo analisar a Evapotranspiração de referência (ETo) e precipitação para a zona canavieira de Alagoas, utilizando o método empírico de Penman– Monteith - FAO. Para isso, foram coletados dados de uma estação meteorológica automática, localizada a 300 metros do experimento no período de 16 de setembro de 2005 a 29 de novembro de 2008. Calcularam-se os valores de Precipitação e Evapotranspiração na região em cada fase de desenvolvimento da cana-de-açúcar por ser a cultura predominante. A soma máxima de precipitação calculada em cada fase de desenvolvimento da Cana-de-Açúcar foi de 1.756mm na área da cana de segunda soca no seu período intermediário de desenvolvimento(fase III), que durou 209 dias, em contrapartida a soma da ETo no período foi de 696,01mm, o que resulta em um saldo hídrico positivo de 1.060mm o que difere de outros períodos em que a Precipitação não supre a Evapotraspiração. A região apresenta irregularidade na distribuição de chuva o que afeta o desenvolvimento das culturas exploradas necessitando em muitos casos de irrigação suplementar.

Palavras-chave: transpiração, produtividade, demanda hídrica.

INTRODUÇÃO

Estudos são necessários para se estabelecer a melhor maneira de utiliza-la, provocando o mínimo de perdas. O setor que mais demanda recursos hídricos, é a agricultura e neste contexto, o Brasil de insere como o país maior produtor e exportador de produtos agrícolas. As condições fisiológicas, e o tipo de ciclo da cultura determinam o consumo de água, bem como, as condições meteorológicas e o teor de umidade do solo (SCARDUA *et al*., 1987). A Evapotranspiração pode ser entendida como um processo combinado de transferência de água do solo para atmosfera, que inclui o processo de transpiração através dos tecidos das plantas(TURCO et al., 2005). Mesmo com precipitações acima da média, na região canavieira de Alagoas, o estresse hídrico continua sendo o principal fator limitante devido à distribuição desuniforme, ocorrendo um excedente no outono-inverno onde a precipitação corresponde a 70% do total anual e uma deficiência na estação da primavera-verão (SOUZA, *et al*., 2004). Buscou-se no presente trabalho estudar a Precipitação e Evapotraspiração de referência (ETo) para a região dos tabuleiros costeiros de Alagoas que compreende a zona de produção da Cana-de-Açúcar no Estado.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido na Estação Experimental do Centro de Ciências Agrárias da Universidade Federal de Alagoas / CECA-UFAL em Rio Largo (09°28``02`S; 35°49``43` W, 127 m). Em três ciclos de cultivo, no período de 16 de setembro de 2005 a 29 de novembro de 2008. A região possui deficiência hídrica no verão e precipitação pluvial média anual de 1.800mm (SOUZA et al., 2003). Calculou-se a evapotranspiração de referência (ETo) para variedades RB de cana-de-açúcar e à relacionou com a precipitação pluvial do período. Os ciclos de desenvolvimento da cultura estudada foram: cana planta, primeira soca e segunda soca. Os dados de precipitação foram obtidos através de um pluviômetro instalado na estação meteorológica e a Eto foi calculada com os dados obtidos nesta estação. A evapotranspiração de referência (ETo) foi calculada pelo método de Penman –

Monteith- FAO com os dados obtidos em estação automática de aquisição de dados localizada a 300 metros do experimento.

$$ETo = \frac{0{,}408\Delta(R_n - G) + \left(\gamma \frac{900}{T + 273}\right) u_2 (e_s - e)}{\Delta + [\gamma(1 + 0{,}34u_2)]}$$

em que: Rn = Saldo de radiação (MJ m^{-2} dia^{-1}), G = fluxo de calor no solo (MJ m^{-2} dia^{-1}),

U_2 = velocidade do vento a 2m de altura (m s^{-1}), γ = coeficiente psicométrico, T = temperatura média do ar, e_s = pressão de saturação do vapor d`água do ar (kPa), e = pressão do vapor d`água do ar (kPa) e Δ = inclinação da curva da pressão de vapor saturado versus temperatura (kPa $ºC^{-1}$). A cana-de-açúcar tem seu período de desenvolvimento dividido em quatro fases fenológicas (I, II, III, IV), significam respectivamente fase inicial, crescimento, intermediária e final, segundo o modelo da FAO (ALLEN *et al,* 1997). Utilizou-se os valores do boletim da FAO para adequar os valores coletados no experimento às fases fenológicas da cana-de-açúcar da seguinte forma: a cana planta na sua fase inicial com 44 dias, a fase de crescimento com 62 dias, fase intermediária 194 dias e a fase final 124 dias. A cana em primeira socaria ficou com a duração em dias das fases fenológicas como: fase inicial 35 dias, crescimento 59 dias, intermediária 209 dias, final 70 dias. A cana de segunda soca teve na fase inicial 36 dias, crescimento 60 dias, intermediária 209 dias e maturação 71 dias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 1 representa a precipitação pluvial e ciclo de cultivo, nas quatro fases fenológicas da cana-de-açúcar. A precipitação pluvial alcançou nível mais elevado no ciclo de segunda soca no ano de 2008, com soma de precipitação de 1.735mm quando a cultura se encontrava em fase intermediária de desenvolvimento no ciclo de segunda soca, seguida pela primeira soca 1.376,17mm e cana planta 1.070,87mm segundo boletim da FAO(ALLEN et al, 1997). Na fase final, com soma de 12mm a planta completou seu ciclo, em cana de segunda soca, 83,82mm em primeira soca e 336,04mm em cana planta.

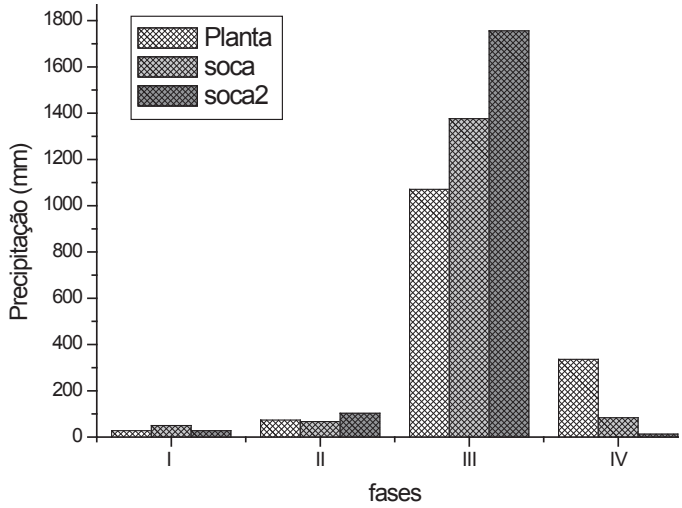


Figura 1. Precipitação pluvial em três ciclos de cultivo, cana planta, primeira soca e segunda soca, respectivamente e quatro fases fenológicas I, II, III, IV (inicial, crescimento, intermediária e final) da cana-de-açúcar.

A cana-de-açúcar tem seu máximo desenvolvimento na fase II, e necessita para isso de condições adequadas de temperatura e precipitação pluvial para satisfazê-lo (SOUZA et al., 2003). Na região estudada, a precipitação alcança níveis muito baixos nesse período, com valor de 73mm em cana planta. Com precipitação de 1.070mm a cana planta finaliza seu período de crescimento e inicia sua fase desenvolvimento intermediário, este é o período de maior volume de água precipitado na região, que, registrou até 1.756mm nesta mesma fase para a cana de terceiro ciclo no ano de 2008 (Figura 1). O período de maior incidência de chuva na fase intermediária de desenvolvimento (III), alcançou somatório mínimo de 1.070,87mm (cana planta) e a máxima precipitação pluvial alcançou o valor de 1.756mm (soca 2)

A evapotraspiração de referência máxima para a região foi de 761,93mm (cana planta) em fase intermediária (III) e a soma de evapotranspiração de referência (ETo) foi de 700mm (cana de primeira soca) na fase intermediária (III), Figura 2. Na fase inicial (I) os valores de ETo estiveram muito próximos, nos três ciclos de cultivo 207,9mm; 189,22mm e 180,8mm nos ciclos de cana planta, primeira soca e segunda soca respectivamente. Os valores da ETo nas fases inicial da cana planta e de crescimento na

segunda soca, nos três ciclos de cultivo, estiveram bem próximos, com mínima de 180,80mm e máxima de 329,49mm, respectivamente.

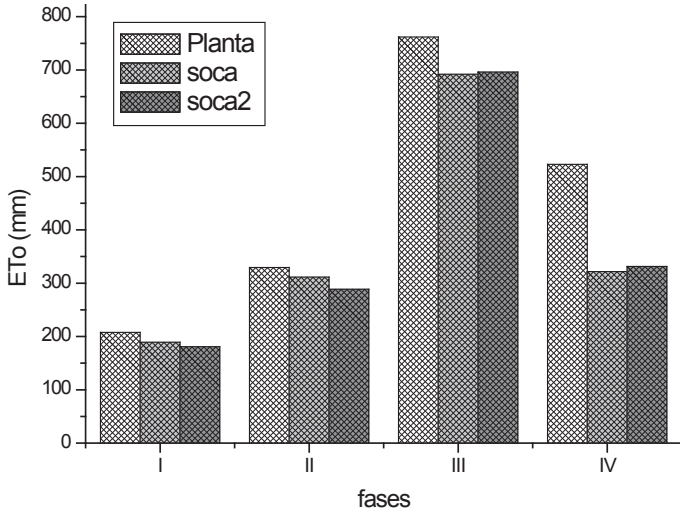


Figura 2. Evapotranspiração de referência em cada ciclo da Cana-de-Açúcar: planta, primeira soca, segunda soca (A, B, C), fases: inicial, crescimento, intermediária e final (I, II, III, IV).

A ETo na fase inicial apresentou 207,59 mm em cana planta, seguida de 189,22mm, em primeira soca e 180,8 mm em segunda soca. Alcançando nível máximo no período de janeiro a julho durante os três anos de cultivo da cana-de-açúcar, e, esse período coincide com a fase de desenvolvimento intermediário da cultura. Para a região estudada é o período de máxima precipitação pluvial. Durante todo o ano os índices evaporimétricos e traspirométricos são elevados para a região, com isso, a cultura eleva sua demanda hídrica nos meses mais quentes e secos. Neste caso se faz necessário o uso de irrigação suplementar para minimizar os danos a cultura, advindos do estresse hídrico.

CONCLUSÃO

1 - No período final de desenvolvimento (fase IV) ocorreram baixas precipitações pluviométricas, nos três ciclos de desenvolvimento estudados, o que favoreceu a maturação da cultura;

2 - A região possui precipitação anual adequada para o desenvolvimento da cultura, porém a distribuição desta é desuniforme, o que, favorece a ocorrência de estresse hídrico em alguns meses durante o ciclo da cana-de-açúcar.

AGRADECIMENTOS

CT-Hidro/CNPq 504068-03-2, CNPq-Universal 479143/2007-2, FAPEAL, CAPES.

REFERÊNCIAS

ALLEN, R. G., PEREIRA, L.S., RAES, D., SMITH, M. **Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements.** FAO – Rome, 1998. 208p. (Irrigation and Drainege paper, 56).

GAVA, GLAUBER J. DE C. et al. **Produtividade de três cultivares de cana-de-açúcar sob anejos de sequeiro e irrigado por gotejamento**. Rev. bras. eng. agríc. ambient. [online]. 2011, vol.15, n.3, pp. 250-255. ISSN 1807-1929.

SCARDUA, R.; ROSENFELD, U. **Irrigação de cana-de-açúcar** In: PARANHOS, S. B.**Cana de açúcar**: cultivo e utilização. Campinas: Fundação Cargill, v.1, p. 373-431, 1987.

SOUZA, J. L.; MOURA FILHO, G.; LYRA, R. F. F.; TEODORO, I., SANTOS, E. A.; SILVA, J. L. SILVA, P. R. T.; CARDIM, A. H.; AMORIM, C. A. **Análise da precipitação pluvial e temperatura do ar na região do Tabuleiro Costeiro de Maceió, AL, período 1972-2001**. Revista Brasileira de Agrometeorologia, Santa Maria, v. 11, p. 131-141, 2003.

TURCO, J. E. P.; FARIA, M. T.; FERNANDES, E. J. **Influência da forma de obtenção do saldo de radiação na comparação de métodos de estimativa da evapotranspiração de referência**. Irriga, Botucatu, v. 10, n. 3, p. 215-228, 2005.

GESTÃO DA ÁGUA EM SITUAÇÕES DE ESCASSEZ NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Leonardo Brasil Mendes
Prof. MSc. do Curso de Direito da Associação Caruaruense de Ensino Superior;
Avenida Portugal, 584, Bairro Universitário - Caruaru – PE – Brasil.
lbrasilmendes@yahoo.com.br

Resumo

Em ambientes semiáridos do nordeste brasileiro a água é naturalmente escassa, mas não se sabe se a situação de escassez é uma constante a ser considerada na gestão das águas no semiárido. O objetivo deste trabalho foi responder perguntas cujas respostas delimitam o conceito jurídico de situação de escassez de água, os direitos advindos das prioridades de uso e a questão do desenvolvimento sustentável no semiárido. A partir de estudos bibliográficos analisados concomitantemente com a Lei nº 9.433/97 foi possível determinar que a situação de escassez hídrica ocorre durante a seca quando não há mais água disponível e pode também ser presumida quando um município ou outro ente federativo decreta estado de emergência. Portanto, a a situação de escassez hídrica consubstancia não apenas o direito de prioridade de uso para o consumo humano e a dessedentação de animais, mas também todos os direitos derivativos da aplicação da norma durante a gestão da água. Conclui-se que a sustentabilidade no seminário está relacionada à gestão das águas, sendo necessário primeiro garantir a disponibilidade dos recursos hídricos para as gerações atuais para depois pensar nas futuras.

Palavras-chave: Política Nacional de Recursos Hídricos, Prioridades de uso, Seca.

INTRODUÇÃO

Nos países localizados em ambientes áridos e semiáridos, o desenvolvimento sustentável está relacionado a questões que envolvem a disponibilidade de água (BDOUR, 2012), além da pouca quantidade, a pouca qualidade torna este recurso ainda mais indisponível acirrando cada vez mais os conflitos sociais pela água (BDOUR, 2012).

Economicamente, a escassez hídrica que caracteriza os ambientes áridos e semiáridos inibe os investimentos financeiros nestas regiões (BDOUR, 2012), a possibilidade de haver uma seca aumenta o risco de não haver retorno do inventimento e a ocorrência de seca, geralmente, compromete a produção.

No Brasil, os ambientes semiáridos se concentram em grande parte na Região Nordeste do Brasil e no norte do Estado de Minas Gerais e, historicamente, registram estiagem severas (SANTOS et al, 2012).

Segundo Campos e Stuart (2001, apud SANTOS et al, 2012), o vocábulo seca ganhou uma conotação intimamente relacionada à penúria, à fome, ao êxodo rural, aos carros pipas e às frentes de serviço, refletindo bem os impactos ambientais, sociais e econômicos sobre a população da região.

Para amenizar os efeitos da seca, algumas políticas públicas foram criadas, mas nem sempre são eficientes e atendem a necessidade de todos, é tanto que 1.196 municípios do nordeste brasileiro estiveram em situação de emergência no ano de 2012 (SANTOS et al, 2012).

No entanto, tais políticas públicas, assim como, o gerenciamento de recursos hídricos devem operar em concordância com a Lei nº 9.433/97. Segundo o Art. 1º, III, tal legislação: “A Política Nacional de Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes fundamentos: III - em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais”.

Logo, observa-se uma alteração nas prioridades da Política Nacional de Recursos Hídricos em situações de escassez, mas muito pouco se sabe sobre o tema relacionado ao semiárido, onde a água é escassa por natureza.

Diante do exposto, o objetivo deste trabalho é responder as seguintes perguntas quanto a situações de escassez de água no semiárido do Brasil: 1º as prioridades da Política Nacional de Recursos Hídricos seriam sempre o consumo humano e a dessedentação de animais ou estas prioridades se operam apenas em situações de seca?; 2º Em situação de escassez hídrica, quais os direitos advindos?; 3º Como é possível atingir o desenvolvimento sustentável priorizando apenas o consumo humano e a dessedentação de animais, ou seja, priorizando apenas a subsistência?

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho foi desenvolvido através de pesquisa bibliográfica com a finalidade de levantar situações de escassez relevantes para o Direito, posteriormente, a legislação pertinente foi aplicada às situações levantadas para determinar os direitos advindos em situação de escassez hídrica. A partir do direito foram determinadas perspectivas para o desenvolvimento sustentável.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os ambientes semiáridos do Brasil se caracterizam por apresentarem variações climáticas sazonais marcantes, definindo uma estação chuvosa e estação seca (REICHMAN, 1984; PRICE e JOYNER, 1997; ARAÚJO et al., 2007).

Em um ano, a estação seca pode durar de 6 a 9 meses e totais pluviométricos anuais podem variar de 380 a 1.100mm (SAMPAIO, 1995; ARAÚJO, 2005; ARAÚJO et al. 2007). No entanto, as secas também podem se estender por mais de um ano suprimindo a estação chuvosa, devido ao deslocamento de massa de ar na atmosfera e a fenômenos eventuais como o *El Niño* e a *La Niña* (SANTOS et al, 2012).

Historicamente, estas secas prolongadas é que vêm causando prejuízos à produção e muitas vezes se tornando calamidade pública, como é o caso da seca de 1979 que se estendeu até 1983 que matou, segundo estimativas da época, de 700 mil a 3,5 milhões de pessoas (SANTOS et al, 2012).

Economicamente, destacam-se a agricultura e a pecuária, apesar de existirem outras atividades (AB'SABER, 2003).

Socialmente, de uma forma generalizada, a sociedade é marcada pela desigualdade entre proprietário de terra e campesinos que têm a sua mão de obra explorada e pouco acesso a água (NEVES, 2000).

Analisando o cenário montado com base na bibliografia, é possível entender as situações de escassez e as dinâmicas sociais que podem ocorrer.

Quanto à primeira pergunta, a semiaridez é constante por ser uma característica do ambiente, perdurando o ano todo. Mas a escassez da água não é constante, pois durante a estação chuvosa há água disponível e o ambiente não deixa de ser semiárido.

Portanto, apenas em situações de escassez de água é que as prioridades da Política Nacional de Recursos Hídricos serão o consumo humano e a dessedentação de

animais É preciso destacar também que mesmo havendo seca pode não haver situações de escassez hídrica, pois a água pode estar disponível em cisternas, corpos d'água, barragens e poços.

Com isso, durante a estação chuvosa, o homem pode armazenar e consumir as águas pluviais e os animais saciarem a sede, havendo uma perspectiva de acúmulo de recursos hídricos e um comportamento da vegetação que passa a esverdear, não havendo assim situação de escassez hídrica.

A situação de escassez hídrica no semiárido brasileiro se caracteriza quando a vegetação perde suas folhas e não há mais água disponível nos corpos d'água e barragens.

Quando um município decreta estado de emergência, ou um estado mais grave, como ocorreu com vários municípios localizados no semiárido (SANTOS et al, 2012), a situação de escassez hídrica pode ser presumida, devendo então os entes federativos passarem a operar naquele município prioritariamente nos usos para o consumo humano e a dessedentação de animais.

No entanto, a presunção de situação de escassez hídrica deve ser absoluta, cabendo a qualquer ente federativo verificar a veracidade do decreto e, oficialmente, reconhecer ou não estado de emergência. A presunção também não se sustenta em propriedades privadas ou áreas do município que ainda possuem águas disponíveis em poços ou cisternas, por exemplo.

Quanto à segunda pergunta, a situação de escassez hídrica consubstancia o direito ao uso prioritário dos recursos hídricos para o consumo humano e a dessedentação de animais.

Segundo Machado (2012), o consumo humano compreende apenas as necessidades mínimas, podendo fazer parte do uso: comer, beber e higiene pessoal.

Já a dessedentação é a saciedade da sede do animal, geralmente gado, o que não inclui os procedimentos de abate (MACHADO, 2012).

Mas não são esses os direitos advindos com a situação escassez hídrica, havendo reflexos em outros dispositivos da Lei nº 9.433/97.

Esta Lei orienta no Art. 1º "A Política Nacional de Recursos Hídricos baseia-se nos seguintes fundamentos: IV - a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas", mas estabeleceu no mesmo artigo a exceção à

expressão “sempre”, dizendo o seguinte no inciso III: “em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais”.

Portanto, segundo esta Lei, um corpo d’água que, por exemplo, é usado para recreação, navegação e dessedentação de animais, dentre outros usos, havendo situações de escassez hídrica, a prioridade será a situação de escassez.

Ainda quanto ao exemplo acima, havendo situações de escassez hídrica, a água do corpo d’água poderá ser captada, tratada e distribuída para a população através da rede de abastecimento, mesmo que a captação reduza o nível do corpo d’água e comprometa a navegação.

Para tanto, o custeio das estruturas de capitação recém-instaladas no corpo d’água poderá ser feito pelo mecanismo tarifário de contingência adotado pelo órgão responsável pelo abastecimento e saneamento, nos termos da Lei nº 11.445/07:

> Art. 46. Em situação crítica de escassez ou contaminação de recursos hídricos que obrigue à adoção de racionamento, declarada pela autoridade gestora de recursos hídricos, o ente regulador poderá adotar mecanismos tarifários de contingência, com objetivo de cobrir custos adicionais decorrentes, garantindo o equilíbrio financeiro da prestação do serviço e a gestão da demanda.

Deve ser destacado também que para fazer uso da água, é necessária a outorga do direito de uso pelo poder público. Portanto o recurso hídrico destinado ao uso para irrigação poderá, por exemplo, havendo situações de escassez hídrica e não se dispondo de fontes alternativas, ter a outorga do direito de uso suspensa parcial ou totalmente, em definitivo ou por prazo determinado (Art 15, V da Lei nº 9.433/97).

Quanto à terceira pergunta, só será possível pensar no desenvolvimento sustentável no semiárido quando garantirmos recursos hídricos suficientes para as gerações atuais, para só depois pensarmos em mantê-los para as gerações futuras.

O desenvolvimento sustentável será possível no semiárido quando conseguirmos captar e armazenar a água durante a estação chuvosa e racionalizá-la durante a estação seca, restando ainda criar alternativas e estratégias para suportarmos as secas prolongadas.

CONCLUSÃO

1. No semiárido do Brasil, as prioridades da Política Nacional de Recursos Hídricos não seriam sempre o consumo humano e a dessedentação de animais, porque durante a estação chuvosa não há situação de escassez hídrica.
2. A situação de escassez hídrica ocorre durante a estação seca quando não há água disponível, podendo também ser presumida quando o município ou qualquer ente federativo decreta estado de emergência.
3. Em situação de escassez hídrica, os direitos advindos não são apenas o direito de prioridade de uso para o consumo humano e a dessedentação de animais, mas todos aqueles que se consubstanciam a partir da aplicação da Lei.
4. A sustentabilidade no seminário esta relacionada à gestão das águas

AGRADECIMENTOS

À Associação Caruaruense de Cultura e Ensino Superior – ASCES pela disponibilização das fontes pesquisadas usadas no presente trabalho.

REFERÊNCIAS

AB'SABER. Aziz Nacib. Caatinga: o domínio dos sertões secos. In: AB'SABER. Aziz Nacib. **Os domínios da Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas**. São Paulo: Ateliê Editorial, 2003. p. 83-90.

ARAÚJO, E. L.; CASTRO, C. C.; ALBUQUERQUE, U. P. Dynamics of Brazilian Caatinga - A Review Concerning the Plants, Environment and People. **Functional Ecosystems and Communities**, 2007. v. 1, p. 15-28.

ARAÚJO, E. L.; MARTINS, F. R.; SANTOS, A. M. Establishment and death of two dry tropical forest woody species in dry and rainy seasons in northeastern Brazil. In: Nogueira, RJMC; Araújo, EL; Willadino, LG; Cavalcante, UMT, eds. **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**. Recife: MXM Gráfica e Editora, 2005. p.76- 91.

BDOUR, Ahmed N. Perspectives on a strategic Jordanian water project: the Red Sea to Dead Sea water conveyance construction. **Journal of Emerging Trends in Engineering and Applied Sciences**. 2012, v1, n 3, p. 121-126

BRASIL**. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997**. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 1997.

BRASIL**. Lei nº 11.445, de 5 de janeiro de 2007.** Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico.. Diário Oficial da República Federativa do Brasil. Brasília, 2007.

MACHADO, Paulo Affonso Leme. **Direito ambiental brasileiro**. 20ª Ed. Editora Malheiros, São Paulo, 2012.

NEVES, Frederico de Castro. A seca na História do Ceará. In: SOUZA, Simone (org.). **Uma Nova História do Ceará**. Fortaleza, Edições Demócrito Rocha, 2000. p.76-102.

PRICE, M. V.; JOYNER, J. W. What resources are available for desert granivores: Seed rain or soil seed bank? **Ecology**. 1997, v 78, p. 764–773.

SAMPAIO, E. V. S. B. Overview of the Brazilian Caatinga. In: Bullock, S.; Mooney, H.A. e Medina, E., (Ed). **Seasonally dry tropical forests**. Cambridge: University Press. 1995, p. 35-58.

SANTOS, E.; MATOS, H.; ALVARENGA, J; SALES, M. C. L. A seca no nordeste no ano de 2012: relato sobre a estiagem na região e o exemplo da prática de convivência com o semiárido, no Distrito de Iguaçu/Canindé-CE. **Revista Geonorte**, Edição Especial 2, 2012, v 1, n 5, p. 819-830.

REICHMAN, O. J. Spatial and temporal variation of seed distributions in Sonoran desert soils. **Journal of Biogeography**. 1984, v. 11, p. 1–11.

AVALIAÇÃO DE INDICADORES HIGIÊNICO-SANITÁRIOS EM ÁGUAS UTILIZADAS EM EQUIPAMENTOS ODONTOLÓGICOS[1]

Geyziane Maiara Silva Xavier[2]
Fúlvia Conceição Emilson da Silva[3]
Agenor Tavares Jácome-Júnior[4]

[1]Trabalho de Iniciação Científica desenvolvido no Laboratório de Microbiologia, Bromatologia e Análise de Água, Campus II, Faculdade ASCES, Caruaru, PE, Brasil.

[2]Graduanda em Biomedicina, Faculdade ASCES, Endereço postal: Rua Antenor Navarro, 08, CEP 55030-450, Bairro Petrópolis, Caruaru, PE, Brasil e-mail: geyzianemaiara@gmail.com

[3]Bacharel em Biomedicina pela Faculdade ASCES, Endereço postal: Rua Odon Rodrigues de Moraes Rego, 70, Ed. Manoel Vilaça, apt. 406, CEP 50740-440, Várzea, Recife, PE, Brasil, e-mail: fulviaconceicao@gmail.com

[4]Professor das disciplinas de Bromatologia, Análise Ambiental, Bioquímica Ambiental, Microbiologia Ambiental e Morfofisiologia Básica da Faculdade ASCES, Endereço postal: Faculdade ASCES, Av. Portugal, 584, CEP 55.016-901, Bairro Universitário, Caruaru, PE, Brasil, e-mail: agenorjacome@asces.edu.br; agenorjacome@yahoo.com.br

Resumo

O objetivo desse estudo foi avaliar as condições higiênico-sanitárias das amostras da água utilizadas em equipamentos odontológicos de um Centro de Especialidades Odontológicas (CEO) localizado na cidade de Caruaru, Pernambuco, Brasil, por meio de procedimentos de detecção da presença da bactéria *Pseudomonas aeruginosa*, do grupo coliforme e bactérias heterotróficas. Foram analisadas 93 amostras de água mineral utilizada em 13 equipamentos odontológicos, sendo 15 amostras da água de abastecimento, 39 do reservatório e 39 da seringa tríplice. *Pseudomonas aeruginosa* foi detectada em 43,01% das amostras e 13,98% apresentaram-se contaminadas por bactérias do grupo coliforme. 78,49% das amostras demonstraram quantidades de bactérias heterotróficas acima de 500 UFC/ml. Entre as amostras positivas para *Pseudomonas aeruginosa*, 30% eram provenientes do reservatório, 70% da seringa

tríplice e nenhuma positividade foi encontrada nas amostras da água de abastecimento. Verificou-se que 66,6% das amostras da seringa tríplice apresentaram um aumento superior a 30% em comparação a quantidade de bactérias heterotróficas detectadas no reservatório do equipamento. A presença da *Pseudomonas aeruginosa* apenas na seringa tríplice em 53,5% das amostras, o aumento das bactérias heterotróficas e a manutenção da bactéria mesmo após procedimentos de limpeza, sugerem a formação de biofilme pela *Pseudomonas aeruginosa*.

Palavras-chave. Odontologia, *Pseudomonas aeruginosa*, biofilme.

INTRODUÇÃO

Na prática odontológica, infecções cruzadas geralmente resultam da transferência de microrganismos exógenos transmitidos entre pacientes e equipe profissional, podendo ocorrer em um ambiente clínico[1,2].

Durante os procedimentos, vários microrganismos da cavidade oral são aspirados e depositados dentro das tubulações, podendo ser colonizadas por bactérias, fungos ou protozoários. A infecção cruzada pode ocorrer tanto pelo aerossol produzido durante o atendimento odontológico, como pela água contaminada por microrganismos patogênicos favorecendo a transmissibilidade de patologias para toda a equipe e visitantes da clinica[3]. Estes sistemas propiciam um ambiente extremamente favorável para a formação de biofilmes bacterianos nas superfícies internas das tubulações de água[4,5].

Os biofilmes apresentam uma composição heterogênea, configurando uma estrutura complexa de microcolônias e canais que permitem fluxo de fluidos e nutrientes[6,7]. A presença de bactérias formando biofilme no interior das tubulações dos equipamentos odontológicos aumenta o risco de contaminação do paciente, podendo as células permanecer viáveis mesmo após a limpeza e a desinfecção das superfícies, afetando a qualidade e a segurança de procedimentos[8,9].

Considerando o potencial risco da contaminação do paciente e a formação de biofilme no interior das tubulações dos equipamentos odontológicos, objetivou-se, no presente estudo, analisar a qualidade microbiológica da água de abastecimento, do reservatório e seringa tríplice utilizada em aparelhos de um Centro de Especialidades

Odontológicas (CEO), através da pesquisa do grupo coliforme, da bactéria *Pseudomonas aeruginosa* e de bactérias heterotróficas.

MATERIAL E MÉTODOS

Foram realizadas 93 coletas em 13 equipos odontológicos no período de fevereiro a setembro de 2012. As amostras em triplicata de água foram coletadas antes do início do atendimento ao paciente e após o processo de descontaminação dos equipamentos. As alíquotas foram colhidas da fonte de abastecimento do equipamento (24 amostras), no reservatório (39 amostras) e após a passagem da mesma por toda tubulação pela seringa tríplice (39 amostras).

As amostras da fonte de abastecimento foram extraídas de garrafões de água mineral utilizados para abastecer o equipamento e também utilizados para o consumo dos pacientes do CEO. Foi recolhido aproximadamente 100mL de cada amostra em sacos de coleta esterilizados, onde foi anotado data, hora e local da coleta e transportadas ao laboratório para análise. As amostras foram submetidas às análises microbiológicas (pesquisa de *P. aeruginosa*, bactérias heterotróficas, coliformes totais e termotolerantes), sendo analisadas no Laboratório de Análise de Água e Bromatologia em Caruaru.

A técnica dos tubos múltiplos foi realizada como preconizado pelo Standard methods for the examination of water and wasterwater (APHA) para a pesquisa de *P. aeruginosa* e do grupo coliforme[10]. As condições de cultivo empregadas para pesquisa de *P. aeruginosa* foram o Caldo Asparagina em 3 séries de 5 tubos, com incubação a 35ºC/48h para a fase presuntiva e o Caldo Acetamida para a fase confirmatória na mesma temperatura e tempo de incubação. Para a pesquisa de coliformes foram utilizados os meios Caldo Lactosado (ensaio presuntivo) e Caldo Lactosado Verde Brilhante Bile (ensaio confirmatório) incubados à 35ºC/48h e a quantificação das bactérias se deu pelo Número Mais Provável (NMP/100mL).

Para a metodologia de “Pour Plate” foram inoculadas amostras em triplicata em duas séries de três placas de Petri estéreis contendo amostras de 1mL e 0,1mL. Tais análises foram realizadas em meio PCA (Ágar de Contagem em Placas) que até o momento da semeadura era mantido em banho-maria a 40ºC, para impedir sua solidificação, e posteriormente vertido sobre as amostras, para a semeadura quando

então era homogeneizado através de movimentos circulares suaves da placa, no sentido horário. Após o período de 48 horas de incubação, as colônias eram contadas e o resultado das duas metodologias expresso em Unidades Formadoras de Colônias por mililitro (UFC/mL) seguindo a metodologia descrita por Domingues et al.[11]. O presente estudo foi aprovado pelo Comitê Científico e pelo Comitê de Ética em Pesquisa (CEP) da Faculdade ASCES sob o número de processo 206/2011.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise bacteriológica da água indicou que dos 13 equipamentos odontológicos analisados 11 apresentaram positividade para uma ou mais das bactérias pesquisadas. Na análise da água utilizada para abastecimento desses equipamentos, observou-se positividade para o grupo coliforme em 7,6% das amostras, enquanto que na água do reservatório foram detectadas 13,3% de amostras positivas para o grupo e 15,3% após a passagem pela seringa tríplice.

A *Pseudomonas aeruginosa* não foi encontrada na água de abastecimento, no entanto esteve presente em 30,7% das amostras colhidas nos reservatórios e em 63,7% das amostras de água após passagem na seringa tríplice. Os valores apresentados em Número Mais Provável (NMP/100mL) aumentaram de 6±2 nos reservatórios para 70±6, após a seringa tríplice.

De acordo com os dados analisados a contagem das bactérias heterotróficas revelou que o nível de contaminação das amostras de água após a passagem pelas tubulações dos equipamentos era superior ao encontrado na água do reservatório e na água de abastecimento. Considerando-se os padrões de potabilidade estabelecidos pela portaria do Ministério da Saúde Nº 5416, das 39 amostras analisadas, 26 encontraram-se impróprias para consumo e consequentemente, impróprias para uso odontológico, por excederem o número mínimo de 500 UFC/mL no sistema de abastecimento.

Tabela 1. Avaliação do nível de contaminação de bactérias heterotróficas na água dos equipamentos odontológicos (UFC/1mL).

Equipamento	Água de abastecimento	Reservatório	Seringa-tríplice
1 (Cadeira 1)	339	1780	1795
2 (Cadeira 2)	339	352	1046
3 (Cadeira 3)	339	1010	1524
4 (Cadeira 4)	339	666	767
5 (Cadeira 5)	232	274	751
6 (Cadeira 6)	563	345	1216
7 (Cadeira 7)	563	400	462
8 (Cadeira 8)	563	332	618
9 (Cadeira 9)	563	289	509
10 (Cadeira10)	197	201	434
11 (Cadeira 11)	140	180	329
12 (Cadeira 12)	349	405	479
13 (Cadeira 13)	157	190	468

No consultório odontológico, inúmeras doenças podem ser transmitidas entre pacientes e profissionais, o que, em última instância, justifica a necessidade do estabelecimento de barreiras de proteção para impedir a infecção cruzada[12].

A água potável deve estar isenta de microrganismos patogênicos e deve estar livre de bactérias indicadoras de contaminação fecal. Os indicadores de contaminação fecal, tradicionalmente aceitos, pertencem a um grupo de bactérias denominadas coliformes. De acordo com a Eaton *et al.*[11] a presença de coliformes totais na água indica a possibilidade de contaminação fecal desta, uma vez que tais microrganismos podem ser encontrados livremente no meio ambiente. No entanto, a presença de coliformes totais determina a origem fecal da contaminação, indicando risco da presença de outros microrganismos patogênicos, enquanto que sua ausência evidencia uma água bacteriologicamente potável[13]. Das amostras analisadas no presente estudo 21 foram reprovadas do ponto de vista bacteriológico pela presença de coliformes totais e termotolerantes no sistema de abastecimento do equipo.

A razão da escolha de *P. aeruginosa* se deve ao fato da grande capacidade formadora de biofilme apresentada pela bactéria e por ser uma indicadora de contaminação por material orgânico frequentemente presente em ambientes úmidos e, especialmente, nos circuitos de água em sistemas odontológicos. A formação do biofilme condicionante é uma etapa precursora de todo o processo de desenvolvimento

do biofilme em superfícies em contato com água, sendo esta película formada pela adsorção de moléculas orgânicas dissolvidas no meio aquoso sobre a superfície. Na sequência, ocorre o deslocamento de microrganismos e partículas para a superfície sólida. Portanto, a adesão depende basicamente de fatores que envolvem características do microrganismo, da superfície de adesão e das condições do meio. Os trabalhos científicos não tem mensurado a real análise quantitativa da *P. aeruginosa* na avaliação da qualidade da água dos equipamentos odontológicos, no presente estudo realizado foi observado um crescente aumento da bactéria de 30,7% na água do reservatório para 71,7% na água da seringa tríplice.

A contagem de bactérias heterotróficas, genericamente definidas como microrganismos que requerem carbono orgânico como fonte de nutrientes, fornece informações sobre a qualidade bacteriológica da água de uma forma ampla. O teste inclui a detecção, inespecífica, de bactérias ou esporos de bactérias, sejam de origem fecal, componentes naturais da água ou resultantes da formação de biofilmes no sistema de distribuição, servindo, portanto, de indicador auxiliar da qualidade da água, ao fornecer informações adicionais sobre eventuais falhas na desinfecção, colonização e formação de biofilmes no sistema de distribuição[14].

O Ministério da Saúde determina que para avaliar as condições sanitárias dos sistemas de abastecimento de água, é recomendada a contagem de bactérias heterotróficas, que não poderão exceder a 500 UFC/ml e a ADA (Associação Americana de Odontologia) estabeleceu uma carga bacteriana máxima de 200 UFC/ml. A contagem de bactérias heterotróficas em placas fornece um número aproximado de bactérias aeróbias e anaeróbias facultativas, capazes de se multiplicar a 35ºC[10]. Essa contaminação pode ocorrer devido à presença da válvula anti-retração no equipamento odontológico, ou ainda da própria água suplementada das unidades, obtida da água de abastecimento; sendo assim, ao desacelerar o pedal do motor dos equipamentos odontológicos, há o risco de um refluxo de microrganismos da microbiota oral para o interior da tubulação e consequente formação ou aumento do biofilme microbiano[15].

CONCLUSÃO

1. Foi demonstrada a contaminação da água dos equipamentos odontológicos, pela presença de microrganismos indicadores de condições higiênico-sanitárias, os quais

fornecem informações sobre a ocorrência de contaminação e a provável presença de patógenos.

2. Foram encontrados indicadores de contaminação fecal, ambiental e por material orgânico. Entre esses microrganismos foram isoladas espécies de *Pseudomonas aeruginosa*, possivelmente pela formação de biofilme bacteriano no interior das tubulações do aparelho e por eventuais falhas na desinfecção e colonização no sistema de distribuição de água do mesmo.

3. A presença de cepas da bactéria *P. aeruginosa* na água utilizada em equipamentos odontológicos é preocupante considerando seu caráter de forte produtor de biofilme bacteriano no interior de tubulações. Estudos adicionais das cepas isoladas estão em andamento para a confirmação dessa capacidade produtora de biofilme por métodos moleculares.

REFERÊNCIAS

1. CUNHA, A. C. A. P.; ZÖLLNER, M. S. A. C. Presença de microrganismos dos gêneros staphylococcus e candida aderidos a máscaras faciais utilizadas em atendimento odontológico. **Revista Biociências**, v. 8, n. 1, p. 95-101, 2002.

2. ESTRELA, C.; ESTRELA, C. R. A. Controle de Infecção em Odontologia. **Artes Médicas**, São Paulo, p. 188, 2003.

3. GALVÃO, C. F.; MOTTA, G. F.; ALVAREZ-LEITE, M. E. Análise quantitativa da contaminação da água das tubulações de equipamentos odontológicos. **Arquivo Brasileiro de Odontologia**, Minas Gerais, 2006.

4. WALKER, J.T.; BRADSHAW, D.J.; BENNETT, A. M.; FULFORD, M.R.; MARTIN, M. V.; MARSH, P. D. Microbial biofilm formation and contamination of dental – unit water systems in general dental practice. **Appl Environ Microbiol**, v. 66, n. 8, p. 3363-3367, 2000.

5. CENTERS for Disease Control. Guidelines for environmental infection control in health-care facilities. **MMWR**, v. 52, n. 10, p. 1-42, 2003.

6. DAVEY, M. E.; O'TOOLE, G. Microbial biofilms: from ecology to molecular genetics. **Microbiol Mol Biol Rev**, v. 64, p. 847-867, 2000.

7. COSTERTON, J. W.; LEWANDOWSKI, Z. Microbial biofilms. **Annu Rev Microbiol**, v. 49, p. 711-745, 1995.

8. ROHDE, H.; FRANKENBERGER, S.; ZAHRINGER, U.; MACK, D. Structure, function and contribution of polysaccharide intercellular adhesin (PIA) to Staphylococcus epidermidis biofilm formation and pathogenesis of biomaterial-associated infections. **eur J Cell Biol**, v. 89, p. 103-111, 2010.

9. WALKER, J.T.; BRADSHAW, D. J.; BENNETT, A.; FULFORD, M. R.; MARTIN, M. V.; PHILIP, D. *et al*. Microbial biofilm formation and contamination of dental-unit water systems in general dental practice. **Appl Environ Microbiol**, v. 66, p. 3363-3367, 2000.

10. EATON, A. D.; CLESCERI, L. S.; RICE, E. W.; GREENBERG, A. E. Standard Methods for the Examination of Water & Wastewater. **Centennial Edition**, v. 21, 2005.

11. DOMINGUES, V. O. *et al*. Contagem de bactérias heterotróficas na água para consumo humano: Comparação entre duas metodologias. **Revista Saúde UFSM**, v. 33, n. 1, p.15-19, 2007.

12. Brasil. Ministério da Saúde. Agência Nacional de Vigilância Sanitária (ANVISA) RDC nº 54 de 15 de junho de 2000. Dispõe sobre o Regulamento Técnico para Fixação de Identidade e Qualidade de Água Mineral Natural e Água Natural. **Diário Oficial da República Federativa do Brasil**. Brasília, p. 28, 2000.

13. GRENIER, D. Quantitative analysis of bacterial aerosols in two different dental clinic environments. **Appl Environ Microbiol**, v. 61, n. 8, p. 3165-3168, 1995.

14. MAYO, J. A.; OERTLING, K. M.; ANDRIEU, S. C. Bacterial biofilm: a source of contamination in dental air-water syringes. **Clin. Prev. Dent.**, v. 12, n. 2, p. 13-20, 1990.

15. MONTEBUGNOLI, L. L.; DOLCI, G. G. A new chemical formulation for control of dental unit water line contamination: An in vitro clinical study. **BMC Oral Health**, v. 2, p. 1-4, 2002.

CINÉTICA DE BIOADSORÇÃO DE ÍONS CÁLCIO EM ÁGUA PELA BIOMASSA DA MAMONEIRA[1]

Giúlia Catarinne Moreno de Oliveria[a], Francisco Renan Lima Amorim[a], Rosângela Silveira Lima[a] e Cícero Pessoa de Moura[b,*]

[a] IC do Laboratório de Biodiesel e Meio Ambiente do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – Campus Quixadá, Estrada do Açude Cedro, Km 05 Bairro Cedro Novo - Quixadá-Ceará - CEP: 63900-000 - Caixa Postal: 95 e Fone: (88) 3412.0111.

[b] Professor DIII do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) – Campus Quixadá, Estrada do Açude Cedro, Km 05 Bairro Cedro Novo - Quixadá-Ceará - CEP: 63900-000 - Caixa Postal: 95 e Fone: (88) 3412.0111.

[1] Trabalho de Iniciação à Pesquisa desenvolvido no Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará (IFCE) e financiado pelo Programa Petrobrás de Desenvolvimento de Recursos Humanos

* Autor correspondente: giuliaquix@hotmail.com

Resumo

Este estudo avaliou o uso da biomassa do caule da mamoneira como adsorvente de íons de cálcio (Ca^{2+}), responsável pela dureza da água, dissolvido em solução aquosa sintética usando adsorção em batelada. Os resultados de caracterização mostram que a biomassa da mamoneira apresente ordem estrutural devido aos cristalitos de celulose e de oxalato de cálcio, cujos principais grupos funcionais de ligação (grupamentos hidroxílicos da celulose e carboxilatos do oxalato de cálcio) foram identificados pela medida de absorção na região do infravermelho. Nos testes de adsorção, o bioadsorvente apresentou uma capacidade de adsorção de 119 $mg.g^{-1}$, tempo de equilíbrio de 50 minutos e um mecanismo cinético de adsorção de pseudo-segunda ordem.

Palavras-chave: tratamento, água, bioadsorvente.

INTRODUÇÃO

O uso da semente da mamoneira para extração de óleo matéria-prima da produção do biodiesel é uma realidade no Sertão Central do Ceará. Nas fazendas produtoras da oleaginosa, não se faz nenhum outro uso específico da planta depois de realizado a coleta das sementes e é simplesmente deixado à decomposição. Já se sabe,

porém, que a biomassa de determinadas plantas, como a fibra do coco, as cascas da manga e da polpa do caju, por exemplo, são utilizadas como fontes alternativas para reduzir o conteúdo de íons de metais tóxicos dissolvidos em água [1, 2].

Nos processos de adsorção em solução, a concentração do adsorbato decresce com o tempo, até alcançar um valor constante. Nesse ponto, a quantidade do adsorbato que está sendo adsorvida, encontra-se em equilíbrio dinâmico com a quantidade dessorvida (desorbato). O tempo requerido para alcançar este estágio é chamado de tempo de equilíbrio e a quantidade do analito retido reflete a capacidade de adsorção (Q_e) do adsorvente no equilíbrio, nas condições de operação estabelecidas. A massa de adsorbato retido (mg) por unidade de massa de adsorvente (g) pode ser calculada por meio de um balanço de massa de acordo com a equação 1 [3, 4].

$$Q_e = \frac{(C_o - C_e)}{m_s} * V \qquad \textbf{Equação 1}$$

Na qual C_o e C_e são as concentração ($mg.L^{-1}$) no início e no equilíbrio, respectivamente, m_s representa a massa (g) do adsorvente e V o volume (L) da solução tratada.

Para interpretação dos dados cinéticos experimentais de adsorção, normalmente são três modelos: i) o modelo de pseudo-primeira ordem (PPO); ii) o modelo de pseudo-segunda ordem (PSO); e iii) modelo de Weber Morris (WB), representados, respectivamente, pelas equações 2, 3 e 4 [5, 6].

$$\ln(Q_e - Q_t) = \ln Q_e - k_1 t \qquad \textbf{Equação 2}$$

$$\frac{t}{Q_t} = \left(\frac{1}{Q_e{}^2 k_2}\right) + \frac{1}{Q_e} t \qquad \textbf{Equação 3}$$

$$Q_t = k_p \, x \, t^{\frac{1}{2}} \qquad \textbf{Equação 4}$$

Onde k_1 (min^{-1}) é a constante de velocidade de adsorção de pseudo-primeira ordem, calculada a partir do valor do coeficiente angular da curva $\ln(Q_e - Q_t)$ *versus* t (tempo, min), Q_e representa a concentração de equilíbrio do adsorbato ($mg.g^{-1}$) e Q_t, a concentração ($mg.g^{-1}$) de adsorbato no tempo, t (min) [6]. O k_2 ($g.mg^{-1}.min^{-1}$) é a constante de velocidade de adsorção de pseudo-segunda ordem, A constante de velocidade e a quantidade máxima adsorvida (Q_e) foram calculados a partir da

combinação dos valores obtidos dos coeficientes linear e angular da curva t/Q_t *versus* t definida pela equação 3. O k_p ($mg.g^{-1}.min^{-1/2}$) é o parâmetro de velocidade de difusão intrapartícula, Q_t ($mg.g^{-1}$) é a quantidade de analito adsorvida na matriz adsorvente em diferentes intervalos de tempo, t (min) [5].

O tratamento de águas contendo metais dissolvidos por adsorção [7], mais especificamente em bioadsorvente derivados de materiais orgânicos [8], como a biomassa derivada da mamona, em detrimentos das tecnologias que envolvem a introdução de produtos químicos, como a precipitação química e a extração por solvente, mostra-se uma alternativa interessante de aplicação dessa matéria ainda não completamente explorada.

MATERIAIS E MÉTODOS

Preparação e caracterização do caule da mamona (bioadsorvente)

Uma amostra do caule seco da mamona foi obtida em uma plantação de mamoneira da região de Juatama. A amostra foi cortada em pequenos tamanhos para facilitar a sua trituração em moinho de faca. Em seguida, o material pulverizado foi separado em tamisador mecânico vibracional. A pulverização e tamisação foram realizadas no Laboratório de Análise de Traço (LAT) da Universidade Federal do Ceará (UFC). Amostra de menor tamanho de partícula (< 0,106 mm) do caule triturado utilizada na caracterização por Difração de Raios X (DRX) e Espectroscopia na Região do Infravermelho por ATR (IV) em pastilha de KBr com 1 % da amostra. Essas medidas foram realizadas no Laboratório de Física da UFC.

Parâmetros de validação

Curvas de calibração, Limite de Detecção (LD) e Limite de Quantificação (LQ)

Nos experimentos de adsorção realizados no laboratório de biodiesel (LBIO) foi usado Cloreto de Cálcio P.A ($CaCl_2$) obtido da AccuStandart (USA) e água milli-Q para preparar as soluções padrão de 20,0 $mg.L^{-1}$, 50,0 $mg.L^{-1}$, 100,0 $mg.L^{-1}$,

150,0 $mg.L^{-1}$ e 200,0 $mg.L^{-1}$. Os íons cálcio (Ca^{2+}) foram quantificados por titulação complexométrica com EDTA 5,0 x 10^{-4} $mol.L^{-1}$. A equação da reta, obtida por regressão linear dos pontos mencionados, foi avaliada pelo coeficiente de determinação (R^2), onde se espera um valor ideal próximo de 1,0. Conforme Sousa (2011), o limite de detecção (LD) expressa a menor concentração do analito que pode ser detectada em uma amostra sob as condições experimentais estabelecidas. Enquanto o limite de quantificação (LQ) representa a menor concentração da substância em exame que pode ser medida [9].

Adsorção em batelada dos íons cálcio pelo bioadsorvente

No teste preliminar de adsorção, em três replicatas, usou-se recipiente selado (erlenmeyer de 500 mL com tampa) contendo 250 mL de solução aquosa sintética $CaCl_2$ P.A de concentração 200 $mg.L^{-1}$ e 200 mg do bioadsorvente. Sob temperatura ambiente (28 ± 1 ^oC) e pH 5,0, o sistema foi mantido em agitação orbital operando a 100 rpm por um período de 3 horas.

No estudo cinético, em erlenmeyer de 500 mL com tampa, adicionaram-se 200 mg do bioadsorvente em 250 mL de solução aquosa sintética de íons cálcio concentração 200 $mg.L^{-1}$, pH 5,0 e sob agitação de 100 rpm. Em intervalos de tempo (10 minutos), coletaram-se alíquotas (5,0 mL) da solução sobrenadante, que foram filtradas e analisadas por titulação com solução EDTA.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Preparação e caracterização do bioadsorvente

A figura 1 mostra as imagens das frações obtidas depois da trituração. Observa-se um material fibroso e grãos de partículas com forma pontiaguda. A forma fibrosa e aparência externa do material triturado são típicas de celulose ordenada [10]. A fração do bioadsorvente tamanho inferior a 0,106 mm foi aplicada nos testes de adsorção de íons cálcio. Antes dos testes, porém, esse material foi tratado com solução 1,0 $mol.L^{-1}$ de hidróxido de sódio (NaOH) visando eliminar resíduos de ácidos

orgânicos adsorvidos, sais inorgânicos agregados e aumentar a concentrar de grupos hidroxílicos desprotonados (álcali celulose) na superfície do material sólido.

Figura 1: Imagens da massa triturada do caule da mamona (biomassa da mamona)



Aplicou-se espectrospia na região do infravermelho por refletância total atenuada (IV) e a difração de raios X (DRX) para analisar os parâmetros físico-estruturais do material triturado, como a qualificação dos grupos funcionais e fases cristalinas na amostra [11]. O espectro de absorção no infravermelho é mostrado na figura 2.

Pela medida no IV, nota-se uma banda larga compreendida entre 3100 cm^{-1} e 3750 cm^{-1}, resultante dos modos vibracionais de estiramentos dos grupos hidroxílicos (OH), a principal banda do material. O alargamento dessa banda é indicativo da existência de ligação de hidrogênio tanto intramolecular como intermolecular [12-14]. Outra importante banda presente no espectro, típica de alcoóis e relativa ao estiramento da ligação carbono e oxigênio (C – O), ocorre próximo de 1000 cm^{-1} e observada em 1030 cm^{-1}. Ligações tipo éter (C – O – C) de compostos cíclicos são esperadas entre 1220 e 1260 cm^{-1}. No espectro essa absorção ocorreu em 1240 cm^{-1}. As duas bandas, embora de baixa intensidade, notadas em 1100 e 1170 cm^{-1} corroboram a presença desse tipo de ligação da amostra analisada [10].

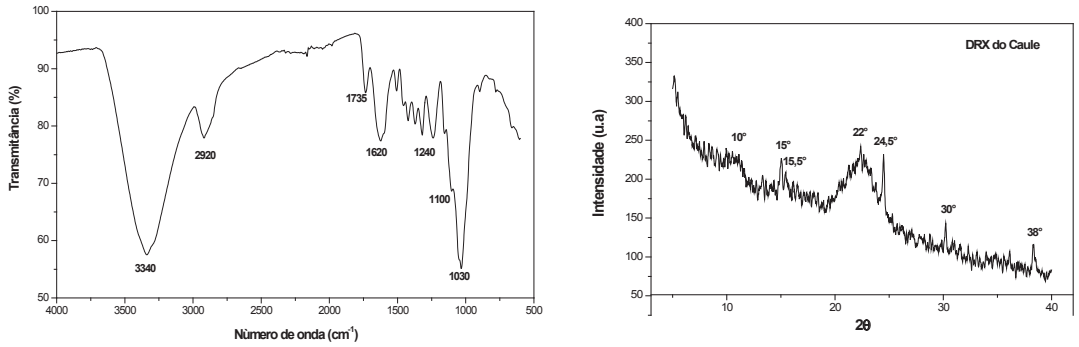
Em 1735 cm^{-1} se determinou uma banda de absorção de intensidade média que pode ser atribuída a grupos carboxílicos de ácidos orgânicos. A tabela 1 resume as principais bandas observadas no material.

Tabela 1: Bandas espectrais no infravermelho detectadas na biomassa da mamona.

Grupo funcional	$\tilde{\lambda}_{observado}$ (cm^{-1})	$\tilde{\lambda}_{esperado}$ (cm^{-1})	Referência
ϒ OH	3340	3200 – 3800	[15-17]
ϒ CH_2	2920	3100 – 2800	[15-17]
ϒ C=O (carboxila)	1735	1735	[15, 18, 19]
ϒ C = C (fenil mon)	1620	1636	[15-17]
ϒ C = C (fenil dis)	1380	1381	[15, 18]

As cadeias de celulose formam ligações de hidrogênio intra e intermoleculares proporcionando rigidez e formação de microfibrilas, fibrilas e a fibra vegetal. As fibras são constituídas de regiões ordenadas tridimensionalmente, os cristalitos, alternadas com regiões amorfas. Na forma de cristalitos, planos ordenados do polissacarídeo podem ser determinados por DRX, apresentando picos de difração próximos dos seguintes ângulos de Bragg: 15° (plano 101), 17° (plano 10$\bar{1}$), 20° (plano 102), 21° (plano 021), 23° (plano 002) e 35° (plano 040). No difratograma experimental, figura 2, esses picos foram observados, sendo que a sequência de difração entre 20° e 23° graus 2Θ prevista na literatura, tenha surgido como uma única banda larga com pico máximo em 22°.

Figura 2: Caracterização: Infravermelho (esquerda) e DRX (direita) da biomassa da mamona



Quatro outros picos de difração, em 15,5°, 24,5°, 30° e 38°, que não são típicos de cristalitos de celulose, indicam a presença de uma segunda fase cristalina. Vegetais com as biocaracterísticas da mamoneira acumulam cristalitos de oxalato de cálcio no interior de suas células. Em um trabalho de doutorado em Física pela Universidade Federal do Espírito Santo, que tratou da análise cristalográfica do oxalato de cálcio em cálculos renais [20], determinou-se que esse componente inorgânico exibe picos de difração bem definidos na região aqui citada.

Curva de calibração

A tabela 2 mostra os dados obtidos da titulação por complexometria dos íons cálcio (Ca^{2+}) com EDTA das soluções padrão. A equação da reta determinada apresenta o coeficiente de determinação (R^2) bem próximo da unidade, indicando que os pontos possuem boa linearidade do método na quantificação do Ca^{2+}. Os limites de determinação e quantificação cálculos são consideravelmente baixos, comparado à faixa linear de trabalho, de modo que, o uso da técnica como instrumento de quantificação é bastante confiável.

Tabela 2: Parâmetros das curvas de calibração e parâmetros de validação*

Analito	Equação da reta Y = bx + a	CD (R^2)	S	LD ($mg.L^{-1}$)	LQ ($mg.L^{-1}$)	FL ($mg.L^{-1}$)
Ca^{2+}	14,379x + 15,369	0,9976	0,03356	0,007	0,023	20 – 200

*CD coeficiente de determinação; S desvio padrão; LD limite de detecção; LQ limite de quantificação e FL faixa linear de trabalho.

Estudo de adsorção em batelada do Ca^{2+} dissolvido em água

Amostra de água contendo íons cálcio dissolvidos em concentração superior a 120 $mg.L^{-1}$ é considerada de dureza elevada e inadequada a muitos tipos de usos. No teste preliminar de adsorção, determinou-se pela equação de equilíbrio de massa, equação 1, que o material possui capacidade de adsorção de aproximadamente 119 $mg.g^{-1}$, significando que para cada 119 mg de íons cálcio dissolvido em solução aquosa, faz-se necessário o uso mínimo de 1,0 g de material seco.

O estudo de cinética de adsorção resultou no gráfico da figura 4 e nos dados da tabela 4. Conforme se observa, a capacidade de adsorção do bioadsorvente da mamona atinge o equilíbrio de adsorção após 50 minutos de contato com o analito em solução aquosa. Nesse estágio do sistema, a matriz adsorvente adquire a sua capacidade máxima de adsorção de 119 $mg.g^{-1}$, semelhante ao resultado obtido no teste preliminar. Com os dados obtidos, aplicaram-se os modelos matemáticos teóricos de cinética de adsorção de pseudo-primeira ordem (PPO), pseudo-segunda ordem (PSO) e de difusão intrapartícula (WM), conforme equações 2, 3 e 4, respectivamente.

Da tabela 4, nota-se que o coeficiente de determinação da reta (R^2 = 09911), próximo da unidade, e o valor calculado da capacidade de adsorção (129,9 $mg.g^{-1}$), concordando com o valor experimental (119 $mg.g^{-1}$) justificam que o modelo de cinética de adsorção de pseudo-segunda ordem é a que melhor descreve o mecanismo de adsorção dos íons cálcio pela biomassa da mamona.

Figura 3: Curva da cinética de adsorção (experimental) e as curvas dos modelos teóricos da cinética de adsorção de Ca^{2+} pela biomassa da mamona

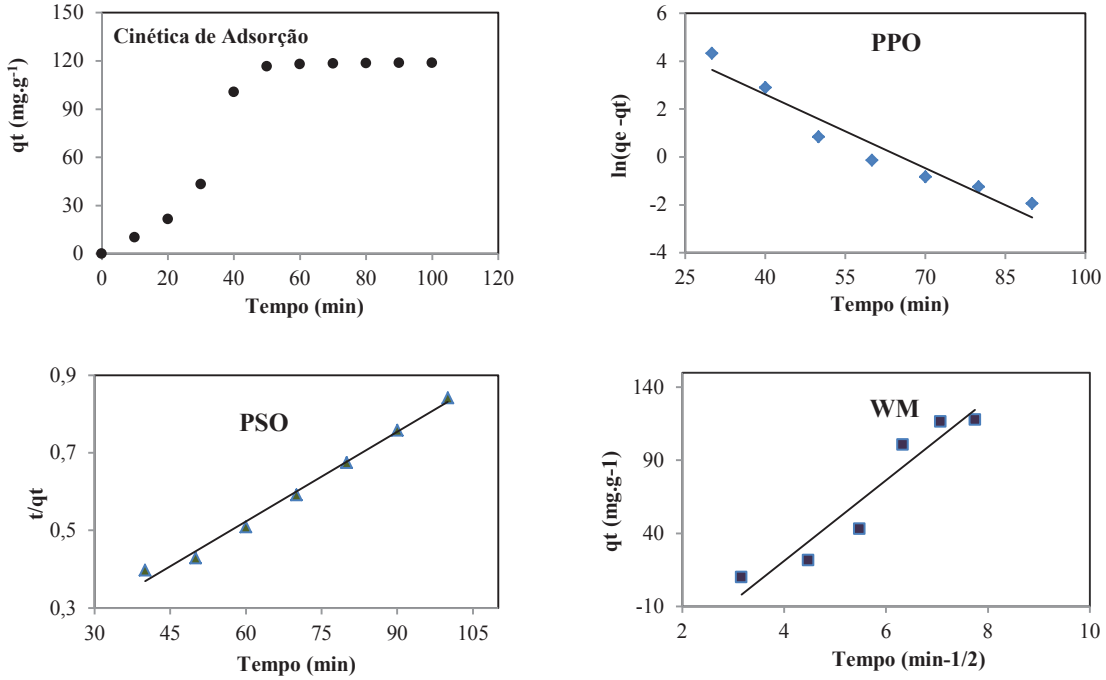


Tabela 3: **Dados quantitativos obtidos dos modelos teóricos de cinética de adsorção de Ca^{2+} pela biomassa da mamona.**

Modelo	Equação da reta Y = bx + a	CD (R^2)	Constante de velocidade	Capacidade teórica de adsorção ($mg.g^{-1}$)
PPO	-0,1027x + 6,7166	0,9319	0,1027 min^{-1}	826,0
PSO	**0,0077x + 0,0607**	**0,9911**	**$9,8x10^{-4}$ $g.mg^{-1}.min^{-1}$**	**129,9**
WM	27,574x – 89,115	0,9130	-	27,6

CONCLUSÕES

1. O estudo de caracterização da amostra seca do caule da mamoneira por IV e DRX mostrou-se constituída de celulose microcristalina e oxalato de cálcio.

2. A técnica de quantificação de $Ca^{2+}_{(aq)}$ por titulação complexométrica do com EDTA é bastante confiável, pois o LD (0,007 $mg.L^{-1}$) e o LQ (0,023 $mg.L^{-1}$) são bem inferiores aos FL (20 -200 $mg.L^{-1}$).
3. O estudo de adsorção dos íons $Ca^{2+}_{(aq)}$ mostrou que a biomassa da mamoneira apresenta capacidade de adsorção de 119 $mg.g^{-1}$ pela biomassa, tempo de equilíbrio de saturação de 50 minutos e mecanismo cinético de pseudo-segunda ordem.

REFERÊNCIAS

1. Bucco, S., E. Skoronski, N. Padoin, L. B. Bortolatto, D. C. de Oliveira e J. J. João. Estudo da remoção de nitrato presente em água para abastecimento utilizando biomassa do bambu como adsorvente. Sociedade Brasileira de Química. 2010. Santa Catarina, Brasil.
2. Sousa, F. W., A. G. Oliveira, J. P. Ribeiro, M. F. Rosa, D. Keukeleira e R. F do Nascimento. Green coconut shells applied as adsorbent for removal of toxic metal ions using fixed-bed column technology. Journal of Environmental Management, 2010: p. 1 - 7.
3. Souza, R. S., L. M. R. Lima e V. L. M. M. Silva. Adsorção de óleo diesel em sistema de leito diferencial com biomassa bagaço de cana-de-açúcar. Revista Eletrônica de Materiais e Processos, 2011. 6(2): p. 123 - 126.
4. Dotto, G. L., M. L. G. Vieira, J. O. Gonçalves e L. A. de A. Pinto. Remoção dos corantes azul brilhante, amarelo crepúsculo e amarelo tartrazina de soluções aquosas utilizando carvão ativado, terra ativada, terra diatomácea, quitina e quitosana: estudos de equilíbrio e termodinâmica. Química Nova, 2011(00): p. 1 - 7.
5. Antonio, P., K. Iha e M. E. V. Suárez-Iha. Kinetic modeling of adsorption of di-2-pyridylketone salicyloylhydrazone on silica gel. Journal of Colloid and Interface Science, 2007. 307(1): p. 24-28.
6. Aivalioti, M. L. V. e E. Gidarakos. BTEX and MTBE adsorption onto raw and thermally modified diatomite. Journal of Hazardous Materials, 2010. 178(1-3): p. 136-143.
7. Moura, C. P. de, M. do R. T. de Abreu, F. C. de F. Barros, G. S. C. Raulino, R. F. do Nascimento. Metal Ions Removal From Synthetic Solutions and Produced Water Using Activated Zeolite. International Journal of Civil & Environmental Engineering, 2012. 12(03): p. 20 - 25.
8. Fundeb. Brasileiros criam filtro de metais pesados com cascas de banana. http://www.fundep.ufmg.br/cmi/pagina.aspx?1059. Acessado em 10/08/2012.
9. Sousa, F. W. de. Estimativa da exposição e risco de câncer a compostos carbonílicos e BTEX em postos de gasolina na cidade de Fortaleza – Ce. Departamento de Engenharia Civil e Saneamento Ambiental. 2011, Universidade Federal do Ceará: Fortaleza. p. 212.
10. Regiane, A. M., Eletrólitos Sólidos Poliméricos à Base de Polissacarídeo: Síntese e Caracterização. Instituto de Química 2000, Universidade de São Carlos: São Carlos p. 176.
11. Solomons, W. G., Solomons - Química Orgânica. 10ª edição. Vol. 2. 2012, São Paulo: LTC.

12. Wang, Z., W. Yan, J. Chi e G. Zhang., Spatial and vertical distribution of organochlorine pesticides in sediments from Daya Bay, South China. Marine Pollution Bulletin, 2008. 56(9): p. 1578-1585.
13. Na Hao, Y. Yunxia, H. Wang, Paul A. Webley e D. Zhao., Synthesis of large-pore phenyl-bridged mesoporous organosilica with thick walls by evaporation-induced self-assembly for efficient benzene adsorption. Journal of Colloid and Interface Science, 2010. 346(2): p. 429 – 435.
14. Bermudez, V. M., Effect of Humidity on the Interaction of Dimethyl Methylphosphonate (DMMP) Vapor with SiO_2 and Al_2O_3 Surfaces, Studied Using Infrared Attenuated Total Reflection Spectroscopy. Langmuir Article, 2010. 26(23): p. 18144 - 18154.
15. Moraes, C. C., M. A. Mazutti, M. I. Rodrigues, F. M. Filho e S. J. Kalil., Mathematical modeling and simulation of inulinase adsorption in expanded bed column. Journal of Chromatography A 2009. 1216: p. 4395 – 4401.
16. Zhang, W., H. Yana, H. Li, Z. Jiang, L. Dong, X. Kan, H. Yang, A. Li e R. Cheng., Removal of dyes from aqueous solutions by straw based adsorbents: Batch and column studies. Chemical Engineering Journal, 2011. 168: p. 1120 – 1127.
17. Li, J., Junning Li, Tao Qi, Lina Wang, Ying Zhou, Changhou Liu e Yi Zhang., Synthesis and characterization of rod-like periodic mesoporous organosilica with the 1,4-diureylenebenzene moieties. Microporous and Mesoporous Materials, 2007. 103: p. 184 – 189.
18. Jesus, A. M. D., L. P. C. Romão, B. R. Araújo, A. S. Costa e J. J. Marques. Use of humin as an alternative material for adsorption/desorption of reactive dyes. Desalination, 2011. 274: p. 13 – 21.
19. Silva, R., S. K. Haraguchi, E. C. Muniz e A. F. Rubira. Aplicações de fibras lignocelulósicas na química de polímeros e em compósitos. Química Nova, 2009. 32(2): p. 661 - 671.
20. Kuplich, L., Bio-Cristalografia do Oxalato de Cálcio Mono-Hidratado Presente em Cálculos Renais. Departamento de Físca. 2008, Universidade Federal do Espírito Santo: Vtória. p. 122.

ECOFISIOLOGIA DA MAMONEIRA SOB IRRIGAÇÃO COM ÁGUAS SALINAS E ADUBAÇÃO NITROGENADA

Hans Raj Gheyi[1]*, Lauriane Almeida dos Anjos Soares[2], Geovani Soares de Lima[2]
Reginaldo Gomes Nobre[3]

Resumo- A utilização de águas salinas na agricultura tornou-se uma necessidade devido à pressão crescente sobre águas de boa qualidade; desse modo, objetivou-se com este trabalho estudar o efeito da irrigação com água de distintos níveis salinos e doses de adubação nitrogenada, sobre a ecofisiologia da mamoneira cv. BRS Energia, em experimento conduzido em lisímetros sob condições de campo no CCTA/UFCG. Usou-se a aleatorização em bloco, arranjados em esquema fatorial 5 x 4, referentes a cinco níveis de salinidade da água de irrigação - CEa (0,3; 1,2; 2,1; 3,0 e 3,9 dS m^{-1}) e quatro doses de adubação nitrogenada (70, 100, 130 e 160% da dose indicada para ensaio) com três repetições. A irrigação com água de CEa de até 3,9 dS m^{-1} não exerceu influência negativa sobre a razão de área foliar e teor de água da parte aérea; Maior acúmulo de fitomassa seca da parte aérea e a maior relação raiz/parte aérea foram obtidos com irrigação com CEa de 0,3 e 3,9 dS m^{-1} respectivamente; O suprimento com nitrogênio até a dosagem de 160% aumentou a fitomassa seca da parte aérea; Não houve interação entre os fatores níveis de salinidades da água versus doses de adubação nitrogenada sobre as variáveis avaliadas.

Palavras-chave: *Ricinus communis* L., Condutividade elétrica; Biocombustíveis

INTRODUÇÃO

A região semiárida do Nordeste do Brasil, com cerca de um milhão de quilômetros quadrados, possui recursos hídricos superficiais escassos e mal distribuídos a nível espacial e temporal além de apresentar irregularidade das precipitações. Desta forma, para se obter o completo crescimento e desenvolvimento das plantas durante o seu ciclo de vida, de modo a expressar geneticamente o seu potencial produtivo, a adoção de tecnologias como a irrigação é fundamental (OLIVEIRA et al., 2010).

[1]Prof. Visitante Nacional Sênior, UFRB, Cruz das Almas - BA. hans@pq.cnpq.br.
[2]Engenheiro Agrônomo, Pós-graduando em Engenharia Agrícola CTRN/UFCG, Campina Grande- PB, laurispo@hotmail.com; geovanisoareslima@gmail.com;
*Autor correspondente
[3]Engenheiro Agrônomo, Prof. do CCTA/UAGRA/UFCG, Pombal - PB, rgomesnobre@pq.cnpq.br;

Aliado a esse condicionante climático, a qualidade da água para irrigação desta região apresenta grande variabilidade, tanto em termos geográficos (espacial), como ao longo do ano (sazonal), sendo comum a ocorrência de fontes de água com elevada concentração de sais (BEZERRA et al., 2010). A alta concentração de sais na água é um fator de estresse para as plantas, pois reduz o potencial osmótico e proporciona a ação dos íons sobre o protoplasma. A água é osmoticamente retida da solução salina, de forma que o aumento da concentração de sais à torna cada vez menos disponível para as plantas (RIBEIRO et al., 2001).

Por outro lado, a adubação nitrogenada é um dos fatores mais importantes na produção das culturas agrícolas, sendo o nitrogênio o macronutriente exigido em maior quantidade (MILLER e CRAMER, 2004). O N tem como principal fonte o nitrato, sendo esta mais abundante do que o amônio (NH_4^+) em torno das raízes; entretanto, a solução do solo frequentemente apresenta baixas concentrações de NO_3^-, o que limita o crescimento da planta (FLORES et al., 2002).

Diante da procura por fontes renováveis de combustíveis e que sejam menos agressivo ao meio ambiente, a cultura mamoneira (*Ricinus communis* L.) vem se destacando como alternativa para a substituição dos combustíveis fósseis, pelo fato de que o óleo extraído das suas sementes ser o único glicerídeo solúvel em álcool, além de ser o mais viscoso de todos os óleos; constituindo-se como boa matéria-prima para a fabricação de biodiesel, possibilitando diversificada utilização industrial, tornando a cultura de importante potencial econômico e estratégico para o país (AZEVEDO e LIMA, 2001).

Objetivou-se com este trabalho avaliar a interação dos níveis de salinidades da água associada a doses de adubação nitrogenada sobre a ecofisiologia da mamoneira cv. BRS Energia.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido entre setembro de 2011 e janeiro de 2012, em lisímetros sob condições de campo no Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande, Pombal, PB. Adotou-se o delineamento estatístico em blocos inteiramente casualizado em esquema fatorial 5 x 4, com três repetições, cujos tratamentos consistiram de diferentes níveis de condutividades elétricas da água de irrigação – CEa [(0,3; 1,2; 2,1; 3,0 e 3,9 dS m^{-1}) associado a doses

de adubação nitrogenada (70; 100; 130 e 160% da indicação para ensaios em lisímetro, conforme NOVAIS et al. (1991)]. As águas com distintas salinidades usadas na irrigação foram obtidas a partir da dissolução de cloreto de sódio (NaCl) em água proveniente do sistema de abastecimento local, sendo a quantidade a ser adicionada calculada conforme a equação de Rhoades et al. (2000), C (mg L^{-1}) = 640 x CEa (dS m^{-1}), na qual a CEa representa o valor pré-estabelecido.

Usaram-se sementes da mamoneira cultivar BRS Energia, cujas plantas segundo Silva et al. (2009), possuem ciclo de 120 a 150 dias, frutos semi-indeiscentes, teor de óleo nas sementes em média de 48% e produtividade de aproximadamente 1.800 kg ha^{-1}

Nesta pesquisa, utilizaram-se lisímetros de drenagem com 100 L de capacidade, preenchidos com 2,0 kg de brita (nº zero) a qual cobria a base do lisímetro, mais 107,8 kg de material de solo (tipo areia franca) não salino e não sódico, devidamente destorroado e proveniente do município de Pombal, PB. Os lisímetros possuíam furos na base para permitir o acompanhamento do volume drenado e consumo de água pela cultura.

Realizou-se a adubação básica com 162,5 g de superfosfato simples, 12 g de K_2SO_4 e 2,5 kg (equivalente a 2,5%) de vermicomposto por vaso. O material de solo após ser acondicionado nos lisímetros foi colocado em capacidade de campo, usando as distintas águas conforme tratamentos. O fator adubação nitrogenada foi parcelado, sendo 1/3 aplicado em fundação e os 2/3 divididos em 4 aplicações iguais via fertirrigação em intervalos de 10 dias a partir de 25 dias após a semeadura (DAS), sendo aplicados por vaso no tratamento N2 (100% de N) 33,34 g de fosfato monoamônio mais 8,88 g de uréia.

Em 28 de setembro de 2011 foi realizada a semeadura, colocando-se as sementes de forma equidistante, a uma profundidade de 0,02 m. Aos 22 DAS realizou-se o primeiro desbaste, deixando-se apenas três plantas por vaso, as de melhor vigor e aos 30 e 40 DAS foram realizados novos desbastes, onde eliminou-se em cada um, uma planta por vaso.

Analisaram-se aos 120 DAS, a razão de área foliar (RAF), o teor de água na parte aérea (U), a fitomassa seca da parte aérea (FSPA) e a relação raiz/parte aérea (R/PA).A RAF foi determinada de acordo com a equação descrita por Ferri (1985); o U(%) foi obtida conforme equação contida em Silva et al. (2012); A FSPA foi determinada

através do somatório da massa seca das folhas e caule; A R/PA foi estimada através da relação entre a fitomassa seca da raiz e a fitomassa seca da parte aérea.

Os dados obtidos foram avaliados mediante análise de variância pelo teste 'F' ao nível de 0,05 e 0,01 de probabilidade e nos casos de significância, realizou-se análise de regressão polinomial linear e quadrática utilizando do software estatístico SISVAR-ESAL (FERREIRA, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A razão de área foliar é um índice ecofisiológico importante como parâmetro na captura da radiação fotossinteticamente ativa e esta relacionada com a produção de fitomassa resultante do processo de fotossíntese. No presente estudo, constatou-se que a RAF da mamoneira foi significativamente influenciada pelos níveis crescentes da salinidade da água de irrigação e vê-se que o modelo ao qual os dados se ajustaram melhor foi o linear (Figura 1A) indicando um acréscimo na ordem de 7,54% para cada aumento unitário da CEa, o que corresponde a um incremento de 20,28 cm^2g^{-1} na RAF das plantas irrigadas com CEa de 3,9 dS m^{-1} em relação as sob CEa de 0,3 dS m^{-1}. Pode-se inferir ainda a partir do estudo de regressão (Figura 1A) que as plantas sob os níveis salinos mais elevados apresentaram maior quantidade de material fotossintetizante em relação à massa da matéria seca total. Diferentemente dos resultados obtidos no presente estudo, Cavalcanti et al. (2005) não observaram alterações na RAF de plantas de mamona em consequência do aumento da salinidade da água de irrigação.

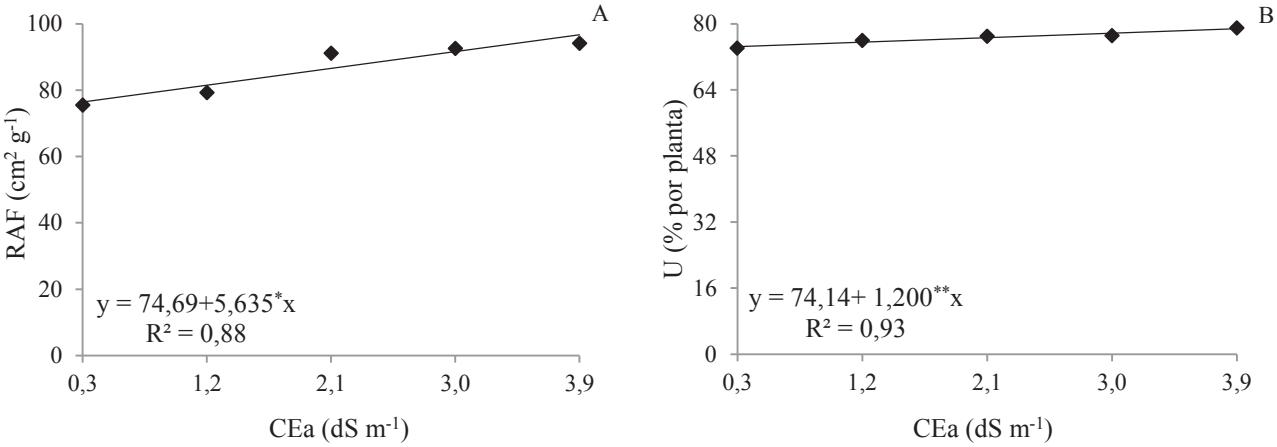


Figura 1 – Razão de área foliar-RAF (A) e teor de água na parte aérea – U(%) (B) da mamoneira, em função da condutividade elétrica da água de irrigação – CEa

Como observado para RAF (Figura 1A), o teor de água na parte da aérea da mamoneira também aumentou linearmente com o incremento dos níveis salinos da água

de irrigação e através do modelo de regressão (Figura 1B), verifica-se que a U (%) apresentou acréscimo de 1,60% por aumento unitário da CEa, ou seja, quando submeteram-se as plantas a salinidade da água de 3,9 dS m^{-1} houve um aumento de 5,82% na U(%) em relação as irrigadas com CEa de 0,3 dS m^{-1}. Estes resultados diferem dos relatos de Soares et al. (2010), que afirmam que quanto maior é o estresse salino em que a planta é submetida menor é o teor de água na parte aérea da planta.

O acúmulo de fitomassa seca da parte aérea foi afetado significativamente e de forma negativa pela salinidade da água de irrigação e mediante a equação de regressão (Figura 2A) o modelo quadrático indica que, as plantas quando foram irrigadas com água de CEa de 0,3 dS m^{-1}, proporcionaram o maior acúmulo de FSPA (104,36 g) e o menor (50,28 g) com as plantas irrigadas com água de 3,9 dS m^{-1}. Avaliando-se o comportamento desta variável em função do incremento salino das águas, nota-se ainda redução de 56,18% (54,08 g) entre o maior (CEa = 3,9 dS m^{-1}) e o menor (CEa = 0,3 dS m^{-1}) nível de salinidade da água de irrigação, podendo-se inferir que o aumento da salinidade da água de irrigação afeta diretamente no acúmulo de fitomassa seca de plantas de mamoneira. A redução na produção da fitomassa pode está relacionada tanto com o componente osmótico como com o componente iônico, ambas indissociáveis no estresse salino. A baixa disponibilidade de água resultante da redução do potencial osmótico devido à elevada concentração salina, provoca o fechamento dos estômatos e, consequentemente, reduz a assimilação do CO_2 e a taxa fotossintética afetando diretamente a produção de fitomassa (WILLADINO e CAMARA, 2004).

As doses nitrogênio aplicada promoveram incremento linear na produção de FSPA da mamoneira (Figura 2B) e de acordo com a equação de regressão, constata-se acréscimo de 12,32% por aumento de cada 30% das doses de N, proporcionando aumento de 18 g (36,96%) na FSPA das plantas submetidas a 160% de N em relação as que receberam 70% de N. O aumento observado sobre a produção de fitomassa seca da parte aérea pode ser atribuído às funções do nitrogênio nas plantas, uma vez que desempenha função estrutural, fazendo parte de diversos compostos orgânicos vitais para o vegetal (SILVA et al., 2008). Os resultados obtidos nesta pesquisa são condizentes com relatos de Nobre et al. (2013) que ao analisarem o efeito de diferentes níveis de salinidade da água de irrigação associada a doses de adubação nitrogenada sobre a emergência, crescimento e produção da mamoneira cv. BRS Energia

constataram acréscimos de 12,47 g na FSPA das plantas com a elevação das doses de nitrogênio.

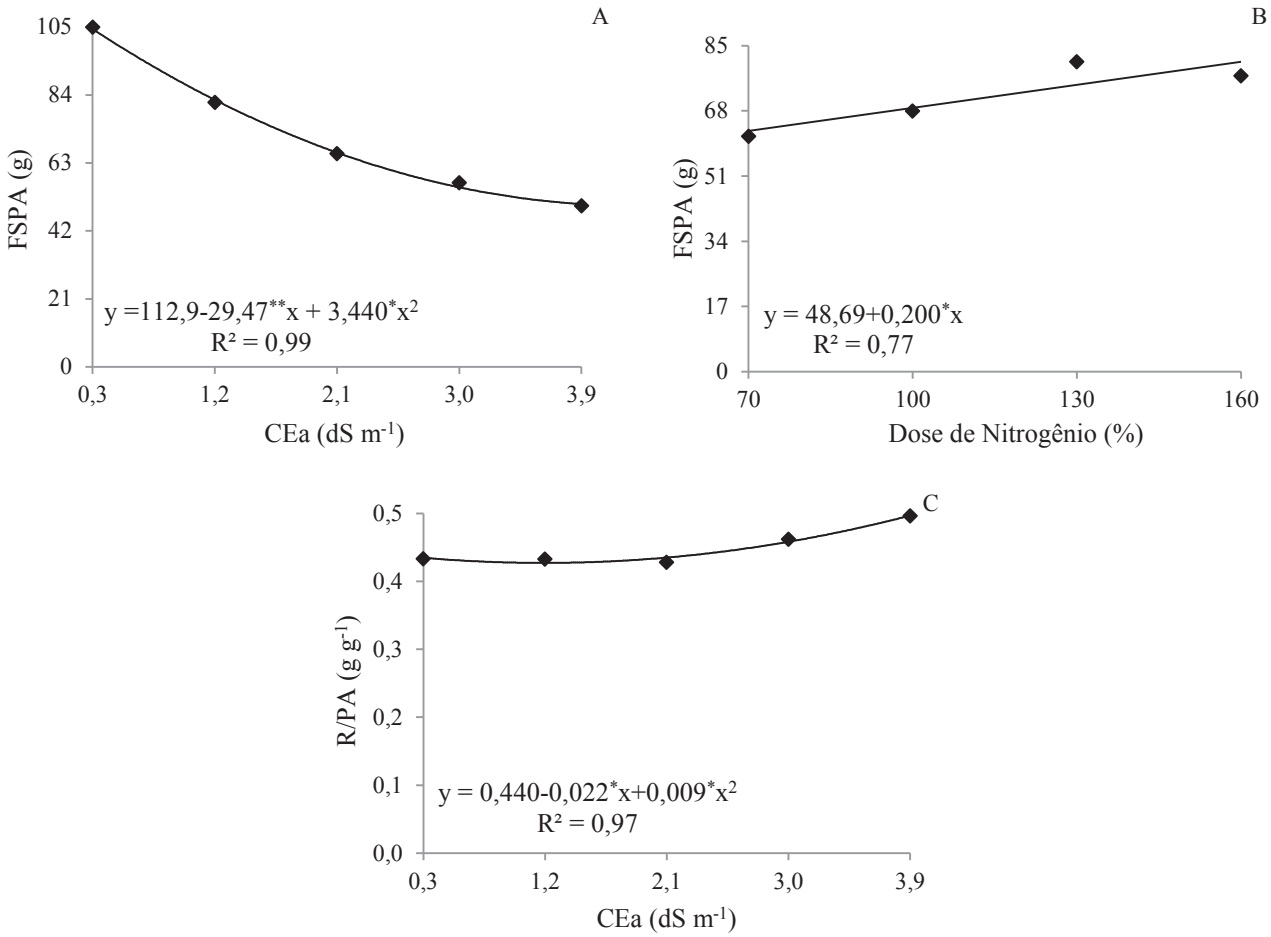


Figura 2 – Fitomassa seca da parte aérea-FSPA da mamoneira, em função da condutividade elétrica da água de irrigação-CEa (A) e das doses de nitrogênio (B) e relação raiz parte aérea-R/PA, em função da CEa (C)

A relação raiz/parte aérea indica o nível de contribuição das reservas armazenadas no sistema radicular no favorecimento do crescimento da parte aérea. A partir dos resultados obtidos no presente estudo, observa-se conforme a equação de regressão (Figura 2 C) que a R/PA da mamoneira aumentou até o maior nível de CEa estudado (3,9 dS m^{-1}) onde foi obtido o máximo valor para esta variável (0,427 $g.g^{-1}$) onde a partir de estimativas pela equação de regressão, verifica-se também que o valor mínimo para a R/PA foi encontrado nas plantas irrigadas com CEa de 0,8 dS m^{-1} (0,491$g.g^{-1}$). Cavalcanti et al. (2005) estudando a influência da salinidade na germinação e no crescimento da mamoneira BRS Nordestina, obtiveram efeito linear crescente da

salinidade da água sobre a relação R/PA, com incremento de 9,85% da R/PA por aumento unitário da condutividade elétrica da água de irrigação.

CONCLUSÕES

A irrigação com água de condutividade elétrica de até 3,9 dS m^{-1} não exercem influência negativa sobre a razão de área foliar e o teor de água da parte aérea da mamoneira; Maior acúmulo de FSPA e R/PA são obtidos com irrigação com água de CEa de 0,3 e 3,9 dS m^{-1} respectivamente; O suprimento com nitrogênio até a dosagem de 160% aumenta a fitomassa seca da parte aérea da mamoneira; Não houve interação entre os fatores níveis de salinidades da água versus doses de adubação nitrogenada sobre as variáveis da mamoneira cv. BRS Energia avaliadas.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, D. M. P. de; LIMA, E. F. **O agronegócio da mamona no Brasil**. Campina Grande: EMBRAPA – Algodão, 2001. 350p.

BEZERRA, A. K. P.; LACERDA, C. F. de; HERNANDEZ,F. F. F.;SILVA, F. B. da; GHEYI,H. R. Rotação cultural feijão caupi/milho utilizando-se águas de salinidades diferentes. **Revista Ciência Rural**, v. 40, p.1075-1082, 2010.

CAVALCANTI, M. L. F.; FERNANDES, P. D.; GHEYI, H. R.; BARROS JÚNIOR, G.; SOARES, F. A. L.; SIQUEIRA, E. C. Tolerância da mamoneira BRS 149 à salinidade: Germinação e características de crescimento. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.9, p.57-61, 2005.

FERREIRA, D. F. **SISVAR 4,6 -programa de análise estatística**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2003. 1 CD-ROM.

FERRI, M. G. **Fisiologia vegetal 1**. 2. ed. São Paulo: EPU, 1985.362p.

FLORES, P. BOTELLA, M. A., MARTINEZ, V. CERDA, A. Response to salinity of tomato seedlings with a split-root system: Nitrate uptake and reduction. **Journal of Plant Nutrition**, v.25, p.177-187, 2002.

MILLER, A. J.; CRAMER, M. D. Root nitrogen acquisition and assimilation. **Plant and Soil**, v. 274, p.3-6, 2004.

NOBRE, R. G.; LIMA, G. S. de; GHEYI, H. R.; LOURENÇO, G. S.; SOARES, L. A. A. Emergência, crescimento e produção da mamoneira sob estresse salino e adubação nitrogenada. **Revista Ciência Agronômica,** v. 44, p.76-85, 2013.

NOVAIS, R. F.; NEVES J. C. L.; BARROS N. F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA A. J. (ed) **Métodos de pesquisa em fertilidade do solo.** Brasília: Embrapa-SEA. p.189-253. 1991.

OLIVEIRA, F. A. de; OLIVEIRA, F. R. A. de.;CAMPOS, M. de S.;OLIVEIRA,M. K. T. de; MEDEIROS, J. F. de; SILVA, O. M. dos P. Interação entre salinidade e fontes de nitrogênio no desenvolvimento inicial da cultura do girassol. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias,** v.5, p.479-484, 2010.

RHOADES, J. D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A. M. **Uso de águas salinas para produção agrícola**. UFPB, 2000, 117p. Estudos da FAO, Irrigação e Drenagem, 48.

RIBEIRO, M. C. C.; MARQUES, B. M.; AMARRO FILHO, J. Efeito da salinidade na germinação de sementes de quatro cultivares de girassol (*Helianthus annuus* L.). **Revista Brasileira de Sementes**, v.23, p.281-284, 2001.

SILVA, A. O.; SOARES, T. M.; SILVA, E. F. F.; SANTOS, A. N., KLAR,A. E. Consumo hídrico da rúcula em cultivo hidropônico NFT utilizando rejeitos de dessalinizador em Ibimirim-PE, **Revista Irriga**, v. 17, p.114-125, 2012.

SILVA, E. C.; NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, F. P.; MELO, N. F.; AZEVEDO NETO, A. D. Physiological responses to salt stress in young umbu plants. **Environmental and Experimental Botany**, v.63, p.147-157, 2008.

SILVA, S. M. S.; GHEYI, H. R.; BELTRÃO, N. E. de M.; SANTOS, J. W. dos; SOARES, F. A. L. Dotações hídricas em densidades de plantas na cultura da mamoneira cv. BRS Energia. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.4, p.338-348, 2009.

SOARES, L. A. A.; NOBRE, R. G.; GHEYI, H. R.; LIMA, G. S.; SILVA, A. O.; SOARES, S. S. Componentes de crescimento da mamoneira cultivada com águas salinas e doses de nitrogênio. **Revista Irriga**, p.40-54, 2012.

SOARES, T. M.; DUARTE, S. N.; SILVA, E. F. F.; JORGE, C. Combinação de águas doce e salobra para a produção de alface hidropônica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.14, p.705-714, 2010.

WILLADINO, L.; CAMARA, T. R. Origen y naturaleza de los ambientes salinos. In: REIGOSA, M. J.; PEDROL, N.; SÁNCHEZ, A. (ed**.). La ecofisiología vegetal – Una ciencia de síntesis**. Madrid:Thompson, 2004. p.303-330.

Aplicação do Biossurfactante de baixo custo de *Candida sphaerica* UCP 0995 como dispersante de derivado de petróleo em água marinha

Humberto B. S. Sobrinho[1,2], Juliana M. Luna[1], Raquel D. Rufino[1], Leonie A. Sarubbo[1]

1. Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco, Rua do Príncipe, n. 526, Boa Vista, CEP: 50050-900, Recife-PE, Brazil

2. Programa de Doutorado em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco, Av. Prof. Moraes Rêgo, s/n, Cidade Universitária, CEP: 50.900-000, Recife–PE, Brazil

Resumo: As refinarias de petróleo são uma fonte de poluição ambiental, como os produtos da indústria petrolífera contribui para a contaminação do solo, águas subterrâneas, sedimento e ambientes aquáticos. A Biorremediação emprega processos naturais para reduzir a poluição ambiental. No presente estudo, o biotensioativo produzido por *Candida Sphaerica* em um fermentador contendo 5% de resíduos de refinaria de óleo vegetal e de 2,5% de milhocina foi testado na dispersão de óleo em água do mar em testes com garrafas cilíndricas. A taxa de dispersão foi de 72% para o biossurfactante isolado, na proporção biossurfactante/óleo 1:1 a uma concentração duas vezes a CMC. O biotensioativo estudado demonstrou potencial para aplicação na biorremediação de óleo contaminado em água e pode ser utilizada como um coadjuvante em processos biotecnológicos para a descontaminação ambiental.

Palavras-chave: *Candida sphaerica*, biosurfactante, biorremediação.

1.Introdução

Ocorrem derrames de petróleo, diariamente no transporte de carga ou sob a forma de derrames industriais de resíduos de óleo e produtos derivados do petróleo. O petróleo é um hidrocarboneto hidrofóbica com efeitos negativos sobre as propriedades estruturais e funcionais das membranas celulares de organismos vivos, oferecendo risco considerável de contaminação em ambos os ecossistemas marinhos e terrestres (PIRÔLLO et al., 2008).

Os EUA Agência de Proteção Ambiental (USEPA, 2001) propõe diferentes tecnologias química, física e biológicas para o tratamento de águas contaminadas por petróleo e derivados de hidrocarbonetos. Um dos métodos mais estudados é biorremediação, que utiliza a capacidade de degradação natural de plantas e microrganismos para converter parcialmente contaminantes em compostos menos tóxicos ou converter completamente as referidas substâncias em dióxido de carbono e água. Enquanto biorremediação é um método eficaz, amigo do ambiente, o tempo e os custos envolvidos tornam este processo inviável para o tratamento de grandes quantidades de resíduos de (SHAVANDI et al., 2011).

De acordo com Urum et al., 2006, a poluição da água e do solo por hidrocarbonetos derivados do petróleo e as conseqüências desastrosas para o meio ambiente têm motivado o desenvolvimento de tecnologias de remediação ambientalmente amigáveis.

Assim, a utilização de compostos tensioactivos surge como uma alternativa para melhorar a solubilidade de óleos, permitindo a dessorção e solubilização dos hidrocarbonetos e facilitando a assimilação destes compostos por células microbianas (KUYUKINA et al., 2005).

Um certo número de microorganismos, tais como fungos, leveduras e bactérias, se alimentam de substâncias que são imiscíveis em água, produção e utilização de uma substância tensio-activo conhecido como um biotensioactivo (BANAT et al., 2010).

Biossurfactantes são compostos anfifílicos (com porções polares e não polares) constituídos por glicolípidos, fosfolípidos, lipopéptidos e compostos poliméricos, tendem a separar em interfaces e reduzir a tensão superficial (BANAT, et al., 2010). Os Bio-tensoativos têm uma ampla gama de aplicações em alimentos, laticínios, bebidas, cosméticos, detergentes, têxteis, tintas, mineração, petróleo, celulose e indústrias farmacêuticas (BHASKAR et al., 2005; RODRIGUES et al., 2006).

Biossurfactantes são ecologicamente aceite, baixo tóxico, biodegradável e eficaz numa ampla gama de condições extremas incluindo pH, temperatura e salinidade em comparação com agentes tensioactivos químicos. (BANAT et al., 2010; SING et al., 2004). Neste estudo, o bio-tensioativo de baixo custo, produzido pela levedura *Candida Sphaerica* foi avaliado para determinar o seu potencial como um agente surfactante dispersante utilizado em derramamento de óleo na água do mar.

2. Material e Métodos

2.2. Água do Mar

A água do mar foi coletada próximo da Termope Termelétrica, localizada no município de Cabo de Santo Agostinho, no estado de Pernambuco, Brasil. As amostras de água foram coletadas e armazenadas em garrafas de plástico de 5 litros.

2.3. Teste em Garrafas cilíndricas

Garrafas de 1 litro cilíndrica aberta (diâmetro - 10 cm) com uma válvula de saída na parte inferior para recolher amostras foi utilizado na experiência de dispersão. Amostras de 200 ml de água do mar foram adicionadas ao frasco de 2 mL e o óleo foi adicionado suavemente para a superfície da água, com uma pipeta. O produto em bruto ou a solução biossurfactante isolado foi distribuído no centro da mancha de óleo na seguinte proporção proporções biossurfactante para óleo de 1:1, 1:2, 1:8 e 1:20 (v / v). O biossurfactante isolado foi utilizado na CMC e a uma concentração duas vezes a CMC. O frasco foi colocado numa mesa agitadora orbital a 28 ° C para induzir um movimento giratório no teor de água da garrafa. Agitador de velocidade foi de 150 rpm, durante um período de 10 minutos, seguido por 1 a 2 minutos para permitir que o tempo de estabilização das gotículas de tamanho maior retornar à superfície. As amostras foram colhidas aos 0, 5 e 10 min. A primeira 2 mL da amostra foi removido através da torneira e descartados, e 30 mL da amostra foi recolhida. Esta amostra foi extraída 3 vezes com hexano, uma vez que o biotensioactivo é insolúvel em hexano. O extracto foi ajustado. A eficácia foi calculada pela divisão da concentração de óleo dispersas em água, o que foi determinado por análise do extrato de hexano, com a concentração total de hidrocarbonetos, que dependia do volume total do óleo adicionado ao frasco. (HOLAKOO, 2001).

3. Resultados e Discussão

Uma das técnicas de remediação em derrame de petróleo é a aplicação de dispersantes de manchas de óleo. Os dispersantes utilizados para esta finalidade são compostos por misturas complexas de agentes tensioativos, solventes e aditivos. Eles

melhoram a taxa de dispersão natural de óleo e a sua remoção da superfície contaminada. A aplicação de dispersantes minimiza o impacto de derrames de petróleo em aves e mamíferos marinhos, uma vez que remove o óleo a partir da superfície da água. Além disso, o uso de dispersantes minimiza o impacto de derrames de petróleo de recursos sensíveis em linhas costeiras através da redução da quantidade de óleo derramado. A área de superfície aumentada de óleo, como resultado da sua dispersão em pequenas gotículas também é esperado para estimular a sua biodegradação através da actividade de microrganismos que ocorrem naturalmente (The National Academies Press, Washington, 2005).

Os efeitos de fatores tais como a viscosidade do óleo, a energia de mistura, e da temperatura sobre a eficácia de um dispersante devem ser avaliados. O solvente normalmente contido nos dispersantes atua como uma solução para os componentes surfactantes e serve como um transportador dos surfactantes, permitindo a sua penetração em uma mancha de óleo. Neste estudo testamos o biossurfactante bruto e o biossurfactante isolado sem adição de solventes ou aditivos durante 10 minutos após a simulação de um derramamento de petróleo no mar, uma amostra de água (Tabela 1).

Observou-se, para todas as concentrações avaliadas do biossurfactante, que o tempo é um fator importante uma vez que os melhores resultados foram obtidos imediatamente após o derrame de óleo. Foi observado que a agregação rápida das partículas de óleo na superfície da água não permitiu uma dispersão eficiente pelo biossurfactante após o primeiro minuto. Observou-se também que, quanto menor a quantidade de biotensioativo, e maior a quantidade de óleo menor é a dispersão obtida. O índice de melhor dispersão foi observado para uma relação de biossurfactante / óleo de 1:1 com uma solução duas vezes a CMC (72%), enquanto que o biotensioativo bruto dispersou cerca de 25% do petróleo na mesma condição. Outros percentuais de dispersão satisfatórios foram obtidos para as demais condições testadas. Os resultados obtidos com este teste demonstram que o biotensioativo sozinho tem potencial para aplicação como um agente dispersante. É provável que a adição de aditivos aumentem a eficiência do biotensioativo.

Tabela 1 Avaliação do biosurfactante de *C. sphaerica* UCP 0995 cultivado num meio contendo 2,5% de refinaria de milho e 5,0% de resíduos de refinaria de óleo vegetal como um dispersante em derramamento de óleo.

Biosurfactante/óleo relação	Dispersão/ Tempo (min)	Índice de Dispersão (%)		
		Biosurfactante (CMC)	Biosurfactante (2XCMC)	Biossurfactante Bruto
1: 1	0	41.5±0.6	72.0±0.7	25.0±0.2
	5	25.0±0.7	58.0±0.5	22.0±0.5
	10	15.5±0.4	47.0±0.3	18.0±0.1
1: 2	0	30.5±0.5	39.0±0.1	20.0±0.5
	5	24.0±0.3	34.0±0.3	16.0±0.6
	10	17.0±0.1	23.5±0.5	10.0±0.4
1: 8	0	23.0±0.1	31.7±0.6	15.5±0.3
	5	12.6±0.6	26.4±0.4	11.0±0.1
	10	10.5±0.4	18.3±0.3	8.0±0.7
1: 20	0	5.1±0.1	7.0±0.3	10.0±0.2
	5	5.0±0.1	5.0±0.2	8.0±0.5
	10	2.0±0.3	5.0±0.1	6.0±0.3

(Holakoo, 2001), mostrou que o ramnolipideo comercial JBR425 a 2% em solução salina aplicada a um dispersante na relação biossurfactante/óleo de 1:2, 65% de óleo bruto para a água, sem sedimentação, ocorreu uma diminuição no percentual para 12,5% depois de 2 min de sedimentação.

Sarubbo et al., (2012), relatou que o biossurfactante de *C. Sphaerica* cultivados em resíduos industriais apresentou atividade alta dispersão do óleo do motor, assim direcionando o vazamento de óleo na água, enquanto o biossurfactante de C. lipolytica apresentaram boa atividade de emulsificação de óleo, o que sugere a possibilidade de

este último biossurfactante em solubilizar o óleo, formando pequenas gotas, facilitando assim o acesso dos microorganismos degradadoras de hidrocarbonetos. A proporção de dispersante / óleo é um dos factores críticos que influenciam a eficácia dispersante.

Saeki et al., (2009), estudaram a eficácia de dispersão das JE1058BS na reparação de agente que contém um biotensioativo produzido por espécie de *Gordonia sp*. JE-1058. Os valores de eficácia para os 0,5%, 1%, 2% e 3% de óleo na relação JE1058BS/bruto foram de 33,4, 70,7, 79,5, e 81,4%, respectivamente.

Este resultado indicou que um menor índice de aplicação de remediação em derrame de óleo foi suficiente.É importante dizer que o biotensioativo de *C. Sphaerica* foi utilizada sem a adição de solventes ou dispersantes, que mostram o potencial deste biotensioativo de baixo custo, que pode melhorar a sua eficácia se utilizado em formulações comerciais.

4. Conclusões

O biossurfactante de baixo custo produzido por *Candida Sphaerica* UCP 0995 exibiu capacidade de dispersão em derivados de petróleo em água do mar, bem como para a biorremediação de água do mar contaminada com derivados de petróleo.

5. Agradecimentos

Este estudo foi financiado pela Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE), o Programa de Pesquisa e Desenvolvimento da Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) e Companhia Termoelétrica de Pernambuco (Termope), o Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES). Os autores são gratos aos laboratórios do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Católica de Pernambuco, Brasil.

6. Referências

P.S. Pirôllo, A.P. Mariano, R.B. Lovaglio, S.G.V.A.O. Costa, V. Walter, R. Hausmann, J. Contiero, Biosurfactant synthesis *by Pseudomonas aeruginosa LBI* isolated *from a* hydrocarbon-contaminated site. J. Appl. Microbiol., 105 (2008) 1484-1490.

U.S.EPA. Treatment technologies for site cleanup: annual status report. Office of solid waste and emergency response. 10th ed., USA, 2001.

M. Shavandi, G. Moheball, A. Haddadi, H. Shakarami, A. Nuhi, Emulsification potential of a newly isolated biosurfactant-producing bacterium, *Rhodococcus* sp. Strain TA6. Coll. Surf. B: Biointerfaces, 82 (2011) 477-482

K. Urum, S. Grigson, T. Pekdemir, S. McMenamy, A comparison of the efficiency of different surfactants for removal of crude oil from contaminated soils. Chemosphere, 62 (2006) 1403-1410.

M.S. Kuyukina, I.B. Ivshina, S.O. Makarov, L.V. Litvinenko, C.J. Cunningham, J.C. Philip, Effect of biosurfactants on crude oil desorption and mobilization in a soil system. Environ. Internat, 31 (2005) 155-161.

I. M. Banat, A. Franzetti, I. Gandolfi, G. Bestetti, M.G. Martinotti, L. Fracchia, T. J. Smyth, R. Marchant, Microbial biosurfactants production, applications. Appl. Microbiol. Biotechnol., 87 (2010) 427–444.

P.V. Bhaskar, N.B. Bhosle, Microbial extracellular polymeric substances in marine biogeochemical processes. Curr. Sci., 88 (2005) 45–53

R. M. Jain, K. Mody, A. Mishra, B. Jha, Physicochemical characterization of biosurfactant and its potential to remove oil from soil and cotton cloth. Carbohydr. Polymers, doi:10.1016/j.carbpol.2012.03.077, 201

L.R. Rodrigues, J.A. Teixeira, H.C. Van der Mei, R. Oliveira, Physiochemical and functional characterization of a biosurfactant produced by *Lactococcus lactis* 53. Coll. Surf. B: Biointerfaces, 49 (2006) 79–86.

L. A. Sarubbo, R.D. Rufino, J.M. Luna, C.B B. Farias, V.A. Santos, Production of biosurfactants for application in the removal of hydrophobic contaminants originated by the petroleum industry, Chem. Eng. Transactions, 27 (2012) 7-12.

L. Holakoo, On the capability of Rhamnolipids for oil spill control of surface water. Unpublished dissertation in partial fulfillment of the requirements for the degree of Master in Applid Science, Concordia University, Montreal, Canada, 2001.

National Research Council, Committee on Understanding Oil Spill Dispersants, Oil Spill Dispersants: Efficacy and Effects. Ocean Studies Board. The National Academies Press, Washington, DC, 2005.

H. Saeki, M. Sasaki, K. Komatsu, A. Miura, H. Matsuda, Oil spill remediation by using the remediation agent JE1058BS that contains a biosurfactant produced by *Gordonia* sp. Strain JE-1058 Biores. Technol. 100 (2009) 572–577.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PAJEÚ/PERNAMBUCO – BRASIL

Isabela Janne de Lima[1]; Fabrício Ângelo Gabriel[2]; Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti[3]

[1]Bolsista do Programa de Educação Tutorial (PET Biologia UAST/UFRPE) da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada. Fazenda Saco, s/n.- Caixa Postal 063, CEP 56900-000, Serra Talhada-PE, ijlbio@hotmail.com

[2]Graduando em Bacharelado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada. Fazenda Saco, s/n.- Caixa Postal 063, CEP 56900-000, Serra Talhada-PE, fabricio-uni@hotmail.com

[3]Professora Adjunta I da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Fazenda Saco, s/n. – Caixa Postal 063, CEP 56900-000, Serra Talhada-PE, jacque_ss@hotmail.com

Resumo

A bacia hidrográfica do rio Pajeú é considerada a mais importante e maior do Estado de Pernambuco. No entanto, a região semi-árida sofre com a escassez de chuva em determinas épocas do ano causando prejuízos para a população e afetando os rios com taxas de evaporação elevadas. O presente estudo teve como objetivo avaliar a qualidade da água ao longo da Bacia hidrográfica do Pajeú, com base em dados históricos da Agência Estadual do Meio Ambiente - CPRH. Foram constatados nos dados monitoradas 18 estações durante o ano de 2007 e 22 em 2008. Foi observado comprometimento no rio Pajeú com aumento nas estações classificadas poluídas para 35%. A qualidade ficou no nível de "Boa" e "Ótima" no último ano de monitoramento e seu nível trófico ficou entre oligotrófico e hipereutrófico. Houve mudanças em relação à toxicidade com o incremento de uma estação para tóxico. Sendo um rio de fundamental importância, seu monitoramento foi suspenso mesmo levando em conta a necessidade de seu controle e fiscalização das fontes responsáveis pelo comprometimento do corpo d'água.

Palavras-chave: Potabilidade, região semi-árida, poluição.

INTRODUÇÃO

O rio Pajeú de acordo com Agência Pernambucana de Águas e Climas – APAC é considerado o maior e mais importante no Estado de Pernambuco onde percorre uma extensão de aproximadamente 353 km correspondendo a 16,97% da área do Estado. No entanto, os rios consequentemente a população da região semi-árida nordestina são prejudicados pela escassez de chuva ao longo do ano possuindo taxas de evaporação elevadas que contribui para salinização e afloração de bactérias (TUCCI et al., 2003 e FERNANDES et al., 2009).

Em múltiplos usos da água na região semi-árida destaca-se com prioridade absoluta o abastecimento humano e animal; abastecimento industrial; e irrigação, em que o atendimento a esses usos são limitados por ocorrência de secas periódicas (VIEIRA, 2002). Inúmeros problemas podem ser gerados diante dessa ocorrência como conflitos de uso, a escassez geral com o uso inadequado e crises econômicas e sociais catastróficas. Sendo a água fundamental tanto para a produção vegetal como para uso domiciliar a falta de estudos e informações sobre sua qualidade pode conduzir ao consumo de águas inapropriadas podendo ter efeitos prejudiciais sobre as propriedades físico-químicas do solo (GURGEL, 2001) e na saúde humana.

A qualidade da água vem sendo comprometida pelo abastecimento doméstico por diversas fontes, tais como efluentes domésticos, efluentes industriais e deflúvio superficial urbano e agrícola (MARTEN & MINELLA, 2002). Em destaque aos efluentes domésticos, a poluição é constituída basicamente por contaminantes orgânicos, nutrientes e microorganismos, que podem ser patogênicos. Logo, a adição de matéria orgânica consome o oxigênio dos rios, onde a respiração de microorganismos realiza a oxidação química depurando assim a matéria orgânica, problema este que os rios enfrentam na grande liberação de esgotos, excedendo a capacidade de autodepuração onde o rio fica sem oxigênio impedindo a existência de seres aquáticos naquele determinado local e o forte odor que incomoda a população ribeirinha (VALENTE et al., 1997).

Poucos são os trabalhos que visam avaliar os níveis de contaminação por poluentes em ambientes aquáticos no Semi-Árido Nordestino, principalmente exibindo dados históricos dessa contaminação. O presente estudo teve como objetivo avaliar a

qualidade da água ao longo da Bacia hidrográfica do Pajeú, com base em dados históricos da Agência Estadual do Meio Ambiente - CPRH.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi elaborado com base em dados levantados nos arquivos da Agência Estadual do Meio Ambiente e Recursos Hidricos – CPRH.

Inicialmente foram selecionados fatores que incidem na qualidade da água durante os últimos dois anos de monitoramento do rio Pajeú (2007-2008). De acordo com a CPRH a bacia do Pajeú percorre por 13 munícipios (Tabela 1), onde serão tratados todos no presente trabalho. Os dados foram obtidos pela CPRH durante o mês de abril em 2007 e os de 2008 durante os meses de outubro e novembro.

Estação	Corpo d'água	Munícipio	Local
PJ-05	Rio Pajeú	Itapetim	Barragem Mãe D'água
PJ-06	Sem Informação	Brejinho	Barragem Serraria
PJ-08	Riacho do Belém	Itapetim	Barragem Boa Vista
PJ-10	Riacho Pajeú	Itapetim	Barragem Caramucuqui
PJ-14	Riacho da Cachoeira	São José do Egito	Barragem Jureminha
PJ-15	Riacho Cachoeirinha	São José do Egito	Barragem São José II
PJ-19	Riacho Bom Sucesso	Tuparetama	Barragem Bom Sucesso
PJ-22	Riacho Pajeú Mirim	Tabira	Barragem Tabira
PJ-25	Riacho da Volta	Iguaraci	Barragem Rosário
PJ-28	Rio Pajeú	Afog. da Ingazeira	Barragem Brotas
PJ-33	Riacho Meniçoba	Afog. da Ingazeira	Barragem Laje do Gato
PJ-38	Riacho Chinelo	Carnaíba	Barragem Chinelo
PJ-47	Riacho do Brejo	Triunfo	Barragem Brejinho
PJ-53	Rio Pajeú	Serra Talhada	Barragem Jazigo
PJ-57	Riacho da Abóbora	Serra Talhada	Barragem Saco I
PJ-61	Riacho da Cachoeira	Serra Talhada	Barragem Cacheira II
PJ-64	Riacho Tamboril	São J. do Belmonte	Barragem Serrote
PJ-67	Riacho do Cheiro Velho	São J. do Belmonte	Barragem Arrodeio
PJ-70	Riacho da Várzea	Mirandiba	Barragem Juá
PJ-73	Rio Pajeú	Serra Talhada	Barragem Serrinha
PJ-79	Riacho do Navio	Floresta	Barragem Barra do Juá
PJ-84	Riacho da Usina	Floresta	Barragem Quebra Unha

Tabela 1: Locais de Monitoramento do IQA

Fonte: CPRH

Para análise do Índice da Qualidade da Água - IQA são usados parâmetros de poluição como Oxigênio Dissolvido (OD), Coliformes Termotoletantes, Demanda Biológica de Oxigênio (DBO) entre outros aspectos relevantes para a determinação da qualidade da água. Os valores obtidos dos dados foram analisados e enquadrados nas condições e padrões do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA que é o órgão responsável pela classificação dos corpos d'água e diretrizes ambientais. A

informação que estabelece o IQA, nível trófico e avaliação da qualidade da água estão apresentados respectivamente nas tabelas 2, 3 e 4.

Tabela 2: Padrões de Enquadramento quanto ao IQA

Qualidade	Escala
Ótima	79 < IQA < = 100
Boa	51 < IQA < = 79
Aceitável	36 < IQA < = 51
Ruim	19 < IQA < = 36
Péssimo	IQA < = 19

Fonte: CETESB

Tabela 3: Padrões de Enquadramento quanto ao Nível Trófico

Nível Trófico	Critério
Ultraligotrófico	IET ≤ 47
Oligotrófico	47 < IET ≤ 52
Mesotrófico	52 < IET ≤ 59
Eutrófico	59 < IET ≤ 63
Supereutrófico	63 < IET ≤ 67
Hipereutrófico	IET > 67

Fonte: CETESB

Tabela 4: Padrões que estabelecem a qualidade da água

Classificação	Descrição
Não Comprometida	Corpos d'água que apresentam qualidade da água ótima, com níveis desprezíveis de poluição.
Pouco Comprometida	Corpos d'água que apresentam qualidade da água boa, com níveis baixos de poluição.
Moderadamente Comprometida	Corpos d'água que apresentam qualidade da água regular, com níveis aceitáveis de poluição.
Poluída	Corpos d'água que apresentam qualidade da água ruim, com poluição acima dos limites aceitáveis.
Muito Poluída	Corpos d'água que apresentam qualidade da água péssima, com poluição muito elevada.

Fonte: CETESB

Os dados foram tabulados e analisados através do Software Excel.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na bacia hidrográfica do rio Pajeú, foram monitorados 18 estações no ano de 2007 e 22 em 2008. No ano de 2007, 35% da água estava poluída, 27% em situação moderada de comprometimento, 9% com pouco e nenhum comprometimento, 5% muito poluída e

18% das estações não foram monitoradas. Em 2008 a situação passou para 36% poluída e comprometimento moderado, 18% pouco comprometida e 9% não comprometida.

Os valores totais do IQA variaram entre 33 e 87 no ano 2007 apresentando padrão de qualidade boa (61%), ótima (28%), aceitável (6%) e possuindo uma estação sem informação. Em 2008 os valores ficaram entre 61 e 89 representando qualidade ótima para 68% das estações e boa para 32%.

Os valores do IET variaram entre 15 e 78 em 2007 sendo considerado em sua maioria grau oligotrófico (39%), 28% eutrófico e mesotrófico e 5% hipereutrófico. Em 2008 apresentou 68% nível mesotrófico, 14% eutrófico e oligotrófico e apenas 4% das estações em supereutrófico (Tabela 3). Ao analisar a toxicidade da água, em 2007 foi constatado que as estações não estavam tóxicas diferindo de 2008 em que a estação PJ-22 apresentou toxicidade em sua amostra.

Observa-se que a bacia do rio Pajeú apresenta comprometimento na qualidade da água caracterizado por altos valores dos parâmetros de poluição. Em 2008, foi constatado o aumento de uma estação (PJ-05) de moderadamente comprometida para poluída (Tabela 1). GOULARD & CALLISTO (2003) menciona que nas últimas décadas os ecossistemas aquáticos são danificados por ação antrópica fazendo com que haja queda na qualidade da água e consequentemente perda de biodiversidade com ações desestruturantes ao meio.

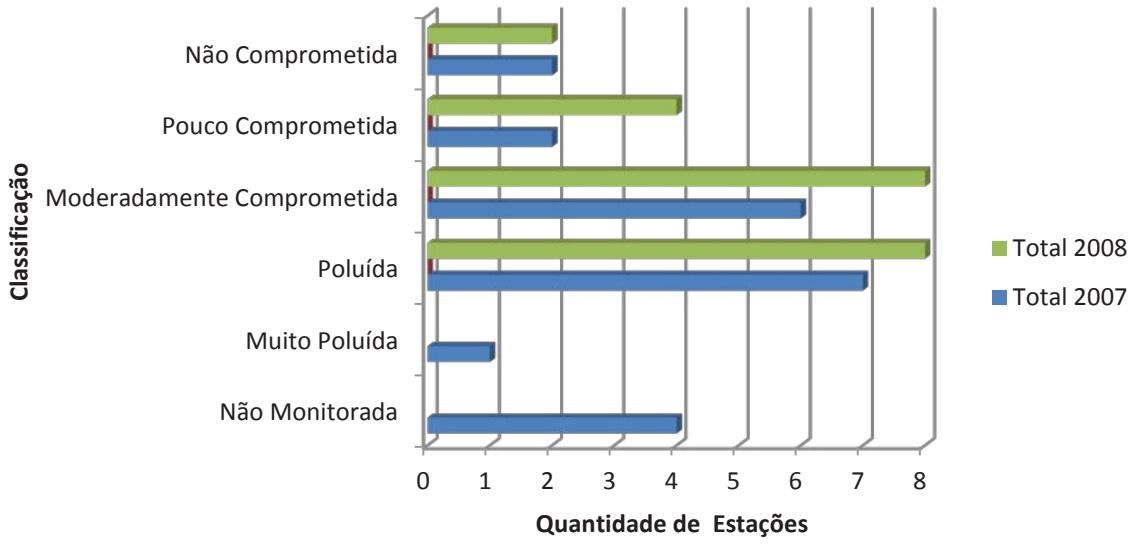


Gráfico 1: Classificação da qualidade da água nos anos de 2007 e 2008

Nos anos de 2007 e 2008 verifica-se enriquecimento por nutrientes nas águas da bacia do rio Pajeú, caracterizada por resultados variando de oligotrófico a hipereutrófico, sendo a situação mais frequente em 2007 a oligotrófico (39%) e em 2008 a mesotrófico (68%) (Tabela 2). Essa eutrofização se baseia nas atividades humanas que constituem ao enriquecimento de parâmetros de poluição como o aumento das concentrações de fósforo e o nitrogênio (GOULARD & CALLISTO, 2003).

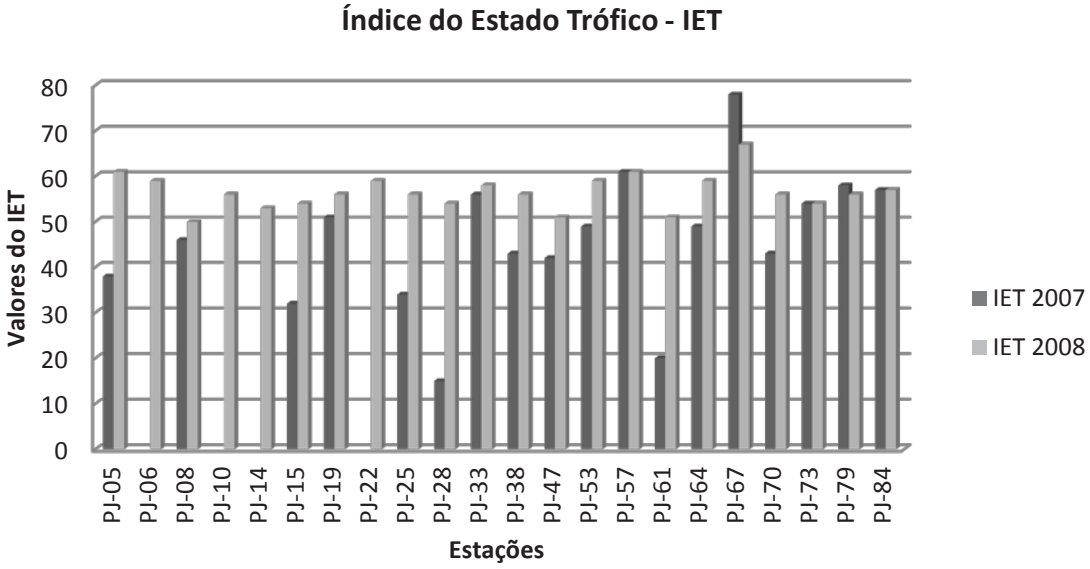


Gráfico 2: Índice do Estado Trófico nas Estações Monitoradas

Como no último ano os valores do monitoramento do IQA ficaram próximas da qualidade "Boa" e "Ótima" (Gráfico 3), SAAD et al. (2007) ressalta que a minimização da poluição em determinadas épocas do ano pode resultar em qualidade "Ótima" para o local monitorado. Um dos principais fatores para a contribuição final do IQA é o pH, que por fato é uma variável que pode influenciar em diversos fatores nos corpos d'água (ALMEIDA & SCHWARZBOLD, 2003).

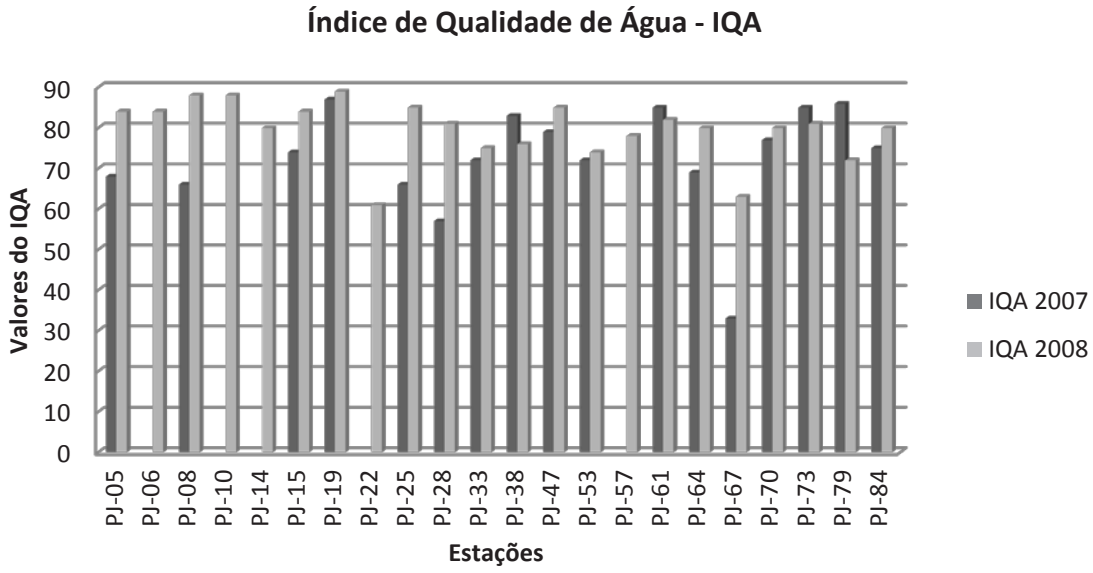


Gráfico 3: Índice da Qualidade da Água nas Estações Monitoradas nos anos de 2007 e 2008

Apesar da situação deplorável que encontra-se a maioria dos trechos monitorados pela CPRH desde 2001, a agência não realiza desde 2008 analise da qualidade da água nessa bacia hidrográfica para saber a atual situação dessa contaminação.

CONCLUSÃO

A contaminação no rio Pajeú, passou a ser uma preocupação das instituições públicas, bem como das entidades civis que se servem do rio. Os dados demonstram a necessidade da implantação de políticas públicas voltadas para revitalização desse rio de maneira que sua qualidade ambiental seja restaurada, independente do tempo necessário a sua resiliência. É fundamental ainda que o caráter multimunicipal do Rio seja um fator fortalecedor nas políticas de gestão aplicadas ao recurso. Cada município e cidadão devem agir como um ator ativo no gerenciamento de atividades que possam vir a comprometer a qualidade da água desse rio, compreendendo a complexidade e importância deste ecossistema, principalmente em áreas semiáridas, como é o caso do rio Pajeú.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, M. A. B. & SCHWARZBOLD, A. Avaliação Sazonal da Qualidade das Águas do Arroio da Cria Montenegro, RS com Aplicação de um Índice de Qualidade de Água (IQA). RBRH – **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 8, n. 1, 81-97, Jan/Mar 2003.

FERNANDES, J. G., FREIRE, M. B. G. S., CUNHA, J. C., GALVÍNCIO, J. D., CORREIA, M. M., SANTOS, P. R. Qualidade físico-química das águas utilizadas no Perímetro Irrigado Cachoeira II, Serra Talhada, Pernambuco. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias. Recife**. v. 4, n. 1, p.27-34, jan/mar. 2009.

GOULARD, M. & CALLISTO, M. Bioindicadores de qualidade de água como ferramenta em estudos de impacto ambiental. **Revista da FAPAM**, ano 2, n. 1, 2003.

GURGEL, M. T. **Produção de mudas de aceroleira sob diferentes condições de salinidade da água de irrigação**. Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba, 2001. 117p. Dissertação de Mestrado.

MARTEN, G. H. & MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecologia e Desenvolvimento Rural Sustentável**. Porto Alegre, v. 3, n. 4, out/dez 2002.

SAAD, A. R.; SEMENSATTO JR, D. L.; AYRES, F. M.; DE OLIVEIRA, P. E. Índice de qualidade da água – IQA do reservatório do Tanque Grande, Município de Guaralhos, Estado de São Paulo, Brasil: 1990-2006. **Revista UnG – Geociências**, v. 6, n. 1, 118-133, 2007.

TUCCI, C. E. M., HESPANHOL, I., NETTO, O. M. C. **Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a "Visão Mundial da Água".** Bahia Análise & Dados. Salvador, v. 13, n. especial, p. 357-370, 2003.

VALENTE, J. P. S., PADILHA, P. M., SILVA, A. M. M. **Oxigênio dissolvido (OD), demanda bioquímica de oxigênio (DBO) e demanda química de oxigênio (DQO) como parâmetros de poluição no ribeirão Lavapés/Botucatu – SP**. Eclética Química. São Paulo. v. 22, p. 9. 1997.

VIEIRA, V. P. P. B. Sustentabilidade do Semi-Árido Brasileiro: Desafios e Perspectivas. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Fortaleza. v. 7, n. 4, p. 105-112, out/dez 2002.

MONITORAMENTO E ANÁLISE QUÍMICA DA ÁGUA DO RIO CAPIBARIBE – RECIFE, ESTADO DE PERNAMBUCO

Isadora Maria Barbosa de Lima Araújo[1]; Arminda Saconi Messias[2]; Sergio Paiva[2]; Alexandra Amorim Salgueiro[2]

[1]Estudante do Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia; Bolsista Pibic CNPq. E-mail: isadora.laraujo@hotmail.com

[2]Professores do Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia; E-mail: saconi@unicap.br, spaiva@unicap.br, aas@unicap.br

Resumo

Ao mesmo tempo em que gera progresso o rio Capibaribe se encontra num estado lastimável de poluição, tendo como principal causa o lançamento diário de efluentes não tratados, tanto domésticos como industriais. Visando o monitoramento e análise química da água do rio, este trabalho consiste no recolhimento de amostras em seis estações de coleta de água diferentes, as quais foram submetidas às determinações de demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD) e nitrogênio total, obtendo-se como resultado a constatação do alto índice de poluição em todas as estações de coleta.

Palavras-chave: poluição, DBO.

INTRODUÇÃO

O rio Capibaribe, que significa "rio das capivaras", é o principal curso d'água da bacia hidrográfica do Capibaribe, que possui 7.400 km de extensão, sendo o sistema hidrográfico mais expressivo no município do Recife. Essa unidade hidrográfica possui 59,1 km² de sua área inseridos na cidade do Recife. Esse rio tem suas nascentes nas lagoas do Araçá, das Estacas e do Angu na serra do Jacarará. Ao descer a serra, no seu trajeto de 253 km do Agreste à foz, no litoral, ele encontra montanhas, vales, canaviais e pastagens ao percorrer 44 municípios (MELO, 2005).

A poluição existente nele está expressa na paisagem e é decorrente da relação estabelecida entre o homem e a natureza, porque no Ocidente se parte do pressuposto de que a natureza representa uma fonte de recursos ilimitada à disposição do homem – centro do mundo de acordo com o antropocentrismo. Entretanto, essa relação não tem se dado sem conflitos porque o homem ao intervir na natureza modificando-a, causa resultados danosos tanto a ela como a si próprio (MELO, 2009).

O comprometimento da qualidade da água para fins de abastecimento doméstico é decorrente de poluição causada por diferentes fontes, tais como efluentes domésticos, efluentes industriais e deflúvio superficial urbano e agrícola (MERTEN & MINELLA, 2002).

De acordo com LIMA (2001), a qualidade da água não se traduz apenas pelas suas características físicas e químicas, mas pela qualidade de todo o funcionamento do ecossistema. MARGALEF (1994) ressalta que os vários processos que controlam a qualidade de água de um rio fazem parte de um complexo equilíbrio, motivo pelo qual qualquer alteração pode acarretar mudanças significativas, sendo as características físicas e químicas, indicadores da "saúde" do ecossistema terrestre.

Com o desenvolvimento das atividades humanas, qualquer curso d'água está sujeito a sofrer alterações que podem comprometer a qualidade de suas águas. Por isso, torna-se importante o monitoramento de sua qualidade, a fim de que possam ser atendidos os requisitos estabelecidos em sua classe e garantir seus usos previstos. O monitoramento de um curso d'água também é um mecanismo de avaliação, podendo contribuir como base para um plano de manejo do mesmo e das áreas adjacentes. É necessário fazer avaliações para a tomada das decisões (SANTOS & TAKAI FILHO, 2009).

Portanto, fica evidente a importância do monitoramento químico e da análise da qualidade das águas do Rio Capibaribe, ajudando a aumentar a eficiência do projeto e gerar alternativas ambientais para o tratamento do passivo ambiental do Rio poluído.

O objetivo deste trabalho foi monitorar a qualidade das águas do Rio Capibaribe,

utilizando análises químicas, visando identificar a existência de poluição, contribuindo para o desenvolvimento sustentável, atendendo ao desenvolvimento científico e tecnológico, como também, aos aspectos sociais e de preservação do ambiente.

MATERIAL E MÉTODOS

As estações de monitoramento no corpo d'água serão a montante e a jusante de despejos de águas residuárias e resíduos sólidos. As amostras de água foram submetidas às seguintes determinações: demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO), oxigênio dissolvido (OD) e nitrogênio total. Todas essas análises foram realizadas de acordo com o Standard Methods of Water and Wasterwater (APHA, 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados encontrados foram obtidos através das médias das coletas feitas nos meses de dezembro (11/12/2012) e fevereiro (19/02/2013). O recolhimento da água foi feito em diferentes locais no decorrer do percurso do Rio Capibaribe, dentro do Município de Recife. A Tabela 1 indica as estações de recolhimento da água:

Tabela 1. Localização das diferentes estações de recolhimento de água no Rio Capibaribe.

Estações de Coleta	Localização
1	Rua Realeza
2	Rua Felipe Moura, no bairro de Afogados.
3	Rua Tabaiaras, no portão de saída do Sport Club do Recife
4	Avenida Beira Rio, bairro de Afogados, próximo ao condomínio Ed. Portal do Capibaribe
5	Rua Candoi
6	Ponte Joana Bezerra

Pode-se observar na Figura1 os valores obtidos de oxigênio dissolvido (OD) para as várias estações onde foram feitas as coletas de água do Rio Capibaribe.

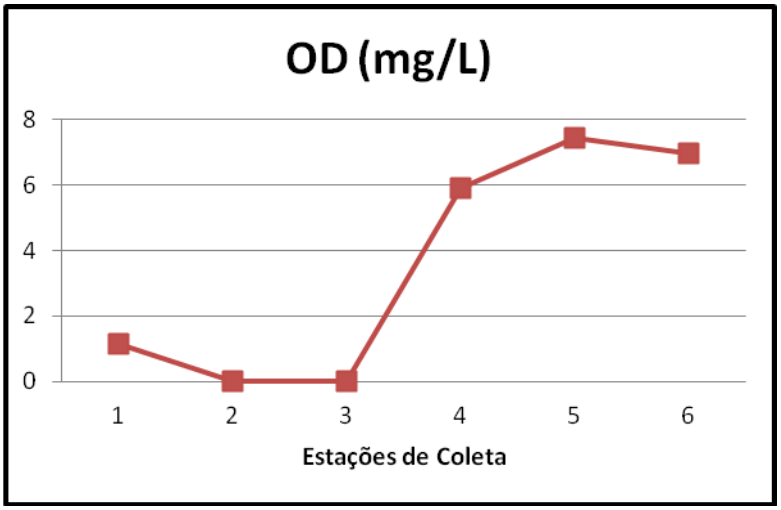


Figura 1. Valores de oxigênio dissolvido nas diferentes estações de coleta de água

Analisando os valores obtidos na Figura 1 pode-se observar que houve um aumento na demanda de oxigênio dissolvido a partir das estação de coleta 4, obtendo valores elevados se comparado com as três primeiras estações. As estações 2 e 3 obtiveram os menores valores, não apresentando oxigênio dissolvido. A estação 5 obteve o maior valor para essa determinação, com 7,45 mg/L de O_2.

O oxigênio dissolvido nas águas é de essencial importância para os organismos aeróbios (que vivem na presença de oxigênio) e para a manutenção de processos de autodepuração em sistemas aquáticos naturais e estações de tratamento de esgotos. Durante a estabilização da matéria orgânica, as bactérias fazem uso do oxigênio nos seus processos respiratórios, podendo vir a causar uma redução na sua concentração no meio (RUAS, 2006). Ele indica o grau de arejamento da água, sendo um excelente indicativo da qualidade da água. Quanto maior sua concentração, melhor a qualidade da água (SILVEIRA, 2007).

Do ponto de vista ecológico, o oxigênio dissolvido é um parâmetro extremamente importante, pois é necessário para a respiração da maioria dos organismos que habitam o meio aquático. Geralmente o oxigênio dissolvido se reduz ou desaparece, quando a água recebe grandes quantidades de substâncias orgânicas biodegradáveis encontradas, por exemplo, no esgoto doméstico, em certos resíduos industriais, no vinhoto, e outros (FARIAS, 2006).

A Figura 2 apresenta os valores da demanda química de oxigênio (DQO), em mg/L, coletada no Rio Capibaribe, nas variadas estações de coleta.

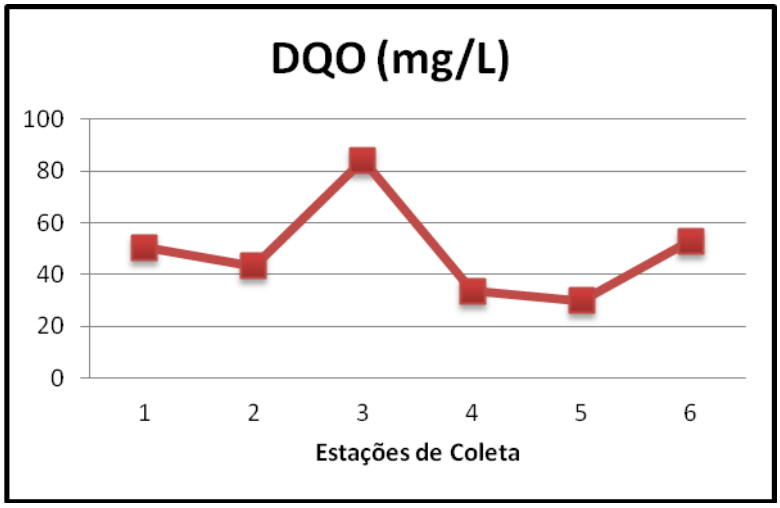


Figura 2. Valores da DQO (mg/L) referentes a cada estação de coleta

Examinando a Figura 2 observa-se que os resultados para DQO foram elevados, com máximo de 84,175 mg/L na estação de coleta 3 e mínimo de aproximadamente 30 mg/L na estação de 5, mostrando altos teores de matéria orgânica.

A DQO indica a quantidade de oxigênio necessária para oxidar quimicamente a matéria orgânica e inorgânica. Estima o teor de matéria orgânica presente na água, da mesma forma que ocorre com a DBO, porém em condições bastante enérgicas. O teste da DQO, além de medir a matéria orgânica biodegradável, mede também a matéria orgânica não biodegradável (CERETTA, 2004). O aumento da concentração de DQO num corpo d'água se deve principalmente a despejos de origem industrial (GRANGEIRO, 2009).

Estão sendo exibidos na Figura 3 os valores da DBO, em mg/L, da água coletada do Rio Capibaribe nos diversos locais de coleta.

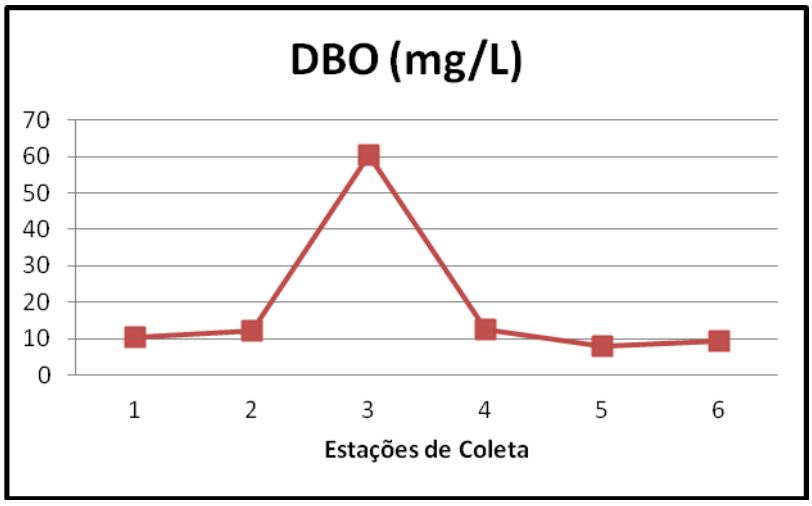


Figura 3. Resultados obtidos para DBO em mg/L da água coletado no Rio Capibaribe

Analisando a Figura 3, pode-se observar que o maior valor obtido para a DBO foi na estação 3, com 60,28 mg/L, e o menor valor foi de 8,015 mg/L, na estação 5. A maioria das estações de coleta ficaram com resultados entre 8,015 e 12,25 mg/L, ficando apenas a estação 5 com um valor muito elevado.

A DBO é utilizada para exprimir o valor da poluição produzida por matéria orgânica oxidável biologicamente, que corresponde à quantidade de oxigênio que é consumida pelos micro-organismos do esgoto ou águas poluídas, na oxidação biológica, quando mantida a uma dada temperatura por um espaço de tempo convencionado. Essa demanda pode ser suficientemente grande, para consumir todo o oxigênio dissolvido da água, o que condiciona a morte de todos os organismos aeróbios de respiração subaquática (FARIAS, 2006).

A matéria orgânica na água encontra-se sob a forma de sólidos em suspensão ou dissolvidos, e tem origens tanto naturais quanto no lançamento de despejos domésticos e industriais, sendo que sua principal origem são os lançamentos de despejos predominantemente orgânicos. Durante os processos metabólicos de utilização e estabilização da matéria orgânica pelos micro-organismos, há o consumo de oxigênio dissolvido, medido pela DBO. A DBO é, portanto, um parâmetro de fundamental importância na caracterização do grau de poluição de um corpo d'água, pois retrata de uma forma indireta, o teor de matéria orgânica presente no mesmo (RUAS, 2006).

Mostra-se na Figura 4 os valores de nitrogênio total (mg/L) para as amostras de água coletas do Rio Capibaribe.

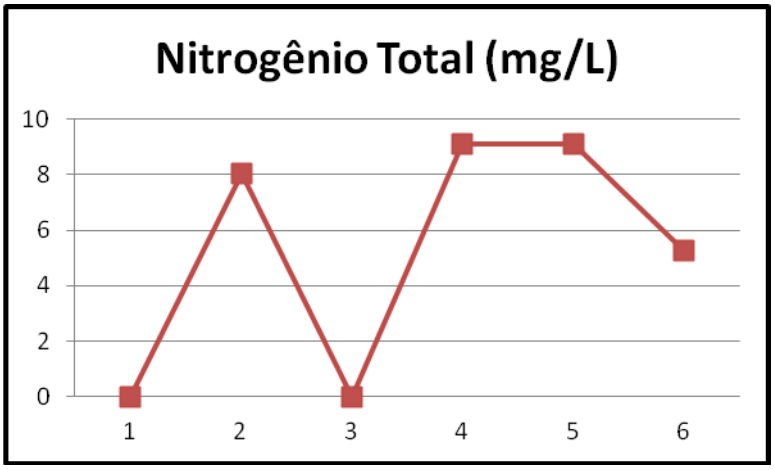


Figura 4. Nitrogênio total para as amostras coletadas

Pode-se deduzir através da Figura 4 que os valores para o nitrogênio total estão entre 5,25 e 9,11 mg/L para as estações de coleta 2, 4, 5 e 6. As estações 1 e 3 não apresentaram valores para essa determinação.

O nitrogênio pode estar presente na água nas formas de nitrogênio molecular (N_2), nitrogênio orgânico (dissolvido e em suspensão), amônia, nitrito (NO_2^-) e nitrato (NO_3^-). Encontra-se sob a forma de sólidos em suspensão e dissolvidos e suas fontes principais são despejos domésticos e industriais, excrementos de animais e fertilizantes. Em um corpo hídrico, a determinação da forma predominante do nitrogênio pode fornecer informações sobre o estágio da poluição. Uma poluição recente está associada ao nitrogênio na forma orgânica ou de amônia, enquanto uma poluição mais antiga está associada ao nitrogênio na forma de nitrato. A concentração total de nitrogênio é altamente importante considerando-se os aspectos do corpo d'água (RUAS, 2006). Sua presença permite a proliferação de organismos, aumentando o consumo de oxigênio (SIPAÚBA-TAVATES, 1998).

CONCLUSÃO

Diante dos resultados obtidos pode-se concluir que:

1. Todas as estações de coleta apresentaram baixo nível de oxigênio dissolvido;
2. Foram obtidos resultados elevados para o parâmetro da DQO em todas as estações;
3. Para a DBO as estações apresentaram valores pouco variados, tendo apenas a estação 5 apresentado valores muito elevado se comparado aos demais;
4. Foram encontrados altos valores de nitrogênio total para as estações 2, 4, 5 e 6, e as estações de coleta 1 e 3 não apresentaram valores de nitrogênio total;
5. Todas as amostras coletadas obtiveram elevados níveis de poluição.

REFERÊNCIAS

APHA. AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for Water and Wastewater**. 18. ed., Washington: APHA, 1998. 1268p.

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. Monitoramento de variáveis de qualidade da água no Horto Ouro Verde - Conchal – SP. **Eng. Agríc.,** Jaboticabal, v.25, n.3, p.742-748, set./dez. 2005.

CERETTA, M. C. **Avaliação dos Aspectos da Qualidade da Água na Sub-bacia Hidrográfica do Arroio Cadena – Município de Santa Maria – RS.** Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil da Universidade Federal de Santa Maria (UFSM, RS), 2004.

FARIAS M. S. S. de. **Monitoramento da Qualidade da Água na Bacia Hidrográfica do Rio Cabelo**. Campina Grande, estado da Paraíba, Julho – 2006.

GRANGEIRO, R. V. T.; **Caracterização da Água de Lavagem Proveniente da Purificação de Biodiesel.** Programa de Pós-graduação em Química, Universidade Federal da Paraíba, João Pessoa – PB, 2009.

LIMA, E. B. N. R. **Modelagem integrada para gestão da qualidade da água na Bacia do Rio Cuiabá.** 2001. 184 f. Tese (Doutorado em Recursos Hídricos) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2001.

MARGALEF, R. The place of epicontinetal waters in global ecology. In: MARGALEF, R. **Limnology now:** a paradigm of planetary problems. Amsterdam: Elsevier Science, 1994. p.1-8.

MELO, V. L. M. de O. Gestão das Paisagens de Rios Urbanos: O Rio Capibaribe na Cidade do Recife/Pe/Brasil. Simposio "El acceso al agua en América: historia, actualidad y perspectivas". **Anais do Congreso Internacional de Americanistas**, México, 53, Julio de 2009.

MELO, V. M. Dinâmica das paisagens de rios urbanos. **Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em planejamento urbano e regional – ANPUR.** 11. Bahia, 2005.

MERTEN, G. H.; MINELLA, J. P. Qualidade da água em bacias hidrográficas rurais: um desafio atual para a sobrevivência futura. **Agroecol. e Desenvol. Rur. Sustent**. Porto Alegre, v.3, n.4, out/dez 2002.

RUAS, A. L. **Avaliação das Alterações da Qualidade de Águas Tropicais Decorrentes da Instalação de Barramentos para Fins de Geração de Energia Elétrica** – Estudo de Caso do Rio Pomba. Programa de Pós-graduação em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos da UFMG, 2006.

SILVEIRA, T. Análise Físico-Química da Água da Bacia do Rio Cabelo – João Pessoa – PB. **Congresso de Pesquisa e Inovação da Rede Norte Nordeste de Educação Tecnológica**, 2. João Pessoa - PB – 2007

SIPAÚBA-TAVARES, L.H. **Influência do "Óxido de Cálcio Propeixe" na Qualidade da Água e de Peixes Criados em Viveiros de Piscicultura.** Jaboticabal, 46 p., 1998.

TAKI FILHO, P. k.; SANTOS, H. R. dos Importância do monitoramento da qualidade da água de corpos hídricos**. Anais da Semana de Engenharia Ambiental**, 7, junho de 2009.

SABONETE A PARTIR DE *Azadirathta indica* PARA ELIMINAÇÃO DE PARASITAS

Jéssica Roberta Pereira Martins[1], Bruna Gomes de Lima[2],
Rafael Campos do Carmo[3], Renata Chastinet Braga[4]

[1]Graduanda em Tecnologia em Saneamento Ambiental –IFCE Campus Limoeiro do Norte.email:jessica.r160@gmail.com

[2]Graduanda em Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE Campus Limoeiro do Norte.email: brunaaifce@hotmail.com

[3]Graduando em Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE Campus Limoeiro do Norte.email: rafaelcampos@ifce.edu.br

[4] Professora do IFCE- Campus Limoeiro Norte.email:rchastinet@ifce.edu.br

Resumo

O Brasil por ter um clima tropical, está mais sujeito a proliferação de carrapatos e pulgas que podem acarretar sérias doenças aos animais domésticos como cães e gatos, e consequentemente aos seus donos. Torna-se necessário então um produto que auxilia no combate e prevenção dessas doenças relacionadas aos animais domésticos. Sabe se ainda que muitas vezes determinados produtos utilizados para esse fim acabam causando alergia ou até mesmo queda do pêlo, devido ter produtos químicos muito forte. Sabonetes ou shampoos de limpeza eficientes e que não traga efeitos colaterais são muito estudado. *Azadirathta indica* (Nim) é considerada uma planta medicinal, que serve como adubo dentre outras coisas, e mais recentemente como praguicida, portanto um sabonete a base de Nim pode ter um efeito benéfico. Em testes realizados em cachorros foi comprovado que cerca de 98% dos animais que passaram pelo testes ficaram livres de carrapatos e pulgas, mostrando assim a eficiência do produto.

Palavras-chave: Nim, prevenção, doenças.

1. INTRODUÇÃO

O Brasil por apresentar um clima tropical, está propício à reprodução de ectoparasitas, com o calor e a alta umidade é comum encontrar proliferação de carrapatos e pulgas que podem acarretar sérias doenças aos animais domésticos como

cães e gatos, podendo ser agravado se os donos dos mesmos não tomarem os cuidados básicos.

Têm-se dado bastante importância às doenças causadas por riquíssimas em saúde pública, já que as mesmas são transmitidas por vetores no qual possuem uma distribuição mundial e focos endêmicos (GALVÃO et al, 2005).

Segundo Silva (2009), as zoonoses transmitidas por carrapatos podem afetar a saúde do ser humano. Os agentes dessas doenças podem ser microrganismos diversos, como bactérias, fungos, vírus, helmintos e rickettsias no qual utilizam os carrapatos como vetores.

As rickettsioses humana tem crescido bastante, dentre elas estão a febre maculosa e do Tifo, no qual apresentam quadros clínicos semelhantes. A febre maculosa no Brasil transmitida por carrapatos se desenvolve em áreas rurais e são geralmente casos isolados, apresentam sintomas parecidos com o de outras doenças tais como sarampo, Hepatite, dengue hemorrágica dentre outras e às vezes a doença não se manifesta no qual dificulta o diagnostico. A falta de conhecimento da população e a desinformação dos serviços de saúde ocasionam a morte de 80% dos pacientes não tratados (SILVA, 2009).

A dipilidiose é uma verminose que ocorre nos animais de estimação, que são transmitidas entre os animais pela ingestão de pulgas infestadas. A infestação nas pessoas ocorre quando elas ingerem de forma acidental os ovos do verme *Dipylidium caninum*, semelhante à tênia, presentes nas pulgas ou ambiente. Após a infestação, o verme se instala no intestino, nos animais é muito difícil apresentar sintomas, já no homem apresenta dores abdominais, diarréia e perda de peso.

Desde já se buscam métodos e produtos que combatam e previnam o crescimento e proliferação desses indesejáveis parasitas, com tudo muitos dos produtos utilizados para esse fim muitas vezes determinados produtos utilizados acabam causando alergia ou até mesmo queda de pelo devido ter produtos químicos muito fortes. *Azadirathta indica* (sin. *Antelaea azadirachta*, *Melia azadirachta*), mais conhecida como Nim, vem sedo usada por séculos no Oriente como: planta medicinal, adubo dentre outras coisa, e mais recentemente como praguicida (MOSSINI E KEMMELMEIER, 2004).

Conhecida popularmente como Nim (Figura 1), a *A. indica* apresenta-se como um inseticida natural bastante eficaz, sabendo desse potencial foram feitos testes referentes as pragas de animais domésticos tais como pulgas e carrapatos no qual surgiu o sabonete a base de Nim.



Figura 1: Ilustração do pé de Nim.

O banho NIM é um sabonete natural a onde seu principio ativo é extraído das folhas da árvore *A. indica*, no qual apresenta diversas características interessantes do seu extrato bruto ou do seu óleo vegetal, que podem ser extraídos das folhas, caules e sementes.

Diante disso, este trabalho teve por objetivo estudar o extrato das folhas na extração de seu principio ativo no combate de pulgas e carrapatos, na perspectiva da promoção da saúde e da prevenção de doenças.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

2.1. Sabonete a base de Nim

Foram feitos quatro tipos de sabonetes utilizando formatos diferentes urso, morando, gato e coração para facilitar a diferenciação, o principio ativo das folhas foram extraídas de maneira deferente.

Na primeira amostra com formato de gato, o principio ativo foi extraído a base de agua, colocou-se 10g de folhas de nim verde, em um recipiente contendo 200ml, deixando reservado por sete dias.

Na segunda amostra com o formato de urso, colocou-se 10g de folhas de nim verde, em um recipiente contendo 100ml de álcool e 100ml de água, deixa reservado por quatro dias. Na terceira amostra com o formato de coração colocou-se apenas água e reservou por sete dias. Na quarta amostra com formato de morango utilizou, 100ml de álcool e 100ml de água, deixando reservado por quatro dias.

2.1.1. Modo de fazer

Pegou-se 100g de glicerina em barra, 50g de sabão de coco, ambos misturados e derretidos, acrescentou-se 50 ml do extrato e deixou ferver por 5min, sempre mexendo. Ao término desse processo colocou-se em uma recipiente (forma) e deixou esfriar.

2.1.2. Testes

Foram realizados testes utilizando o sabonete a base de Nim em 80 cachorros de raça variada, para cada responsável pelos animais foram dadas fixas onde havia o formato do sabonete a raça do cachorro a frequência que o cão era banhado o local onde mesmo passava a maior parte do seu tempo.

Nas fichas também havia uma tabela com os dias da semana onde seria marcado se o animal estava apresentando algo tipo de aversão ao produto fornecido, se os carrapatos ou pulgas estavam aumentando ou diminuindo. Caso o animal apresenta-se qualquer tipo de reação negativa ao produto o criador foi advertido a suspender o produto.

Outras recomendações foram feitas como, por exemplo, o local onde o animal vive deve ser vistoriado, e se for detectado ovos e pulgas devem matá-los, pois contrário o sabonete não terá tanta eficiência, já que o animal estará em um local acessível aos parasitas.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

As diversas doenças que os parasitas que usam os carrapatos e pulgas como vetores, trazem riscos á saúde dos animais domésticos como também aos de seus donos.Com base nos testes realizados percebeu-se que o sabonete a base de Nim, apesar de ser um produto bastante simples, mostrou-se muito eficaz no combate aos carrapatos e pulgas apresentando resultados bastantes satisfatórios depois do terceiro banho.

Dos animais em estudo 60 apresentavam ferimento no corpo possivelmente devido a quantidade de carrapatos que possuíam, com a utilização do “Banho Nim” os de formato de urso e gato foi observado diminuição, principalmente nos usuários do sabonete na forma de urso. Os animais que tinha os sabonetes na forma de gato e urso, sabonetes que possuíam principio ativo, apresentaram 100% de aprovação.

Como se esperava os criadouros que ficaram com as amostras em branco como se esperava não houve diminuição nos parasitas tampouco nos ferimentos ocasionados por eles.

CONCLUSÃO

A partir dos resultados pode-se concluir que o sabonete a base de Nim apresentou-se como um produto potente que combate e previne o crescimento e a proliferação de parasitas tais como pulgas e carrapatos, além de ser natural e economicamente viável e de fácil produção.

REFERÊNCIAS

GALVÃO . M . A. M. et al. **Riquetsioses no Brasil e Portugal: ocorrência, distribuição e diagnóstico.** Rev. Saúde Pública, vol.39, n.5, out. 2005. São Paulo.

MOSSINI. S. A. G; KEMMELMEIER. C. **A árvore Nim (Azadirachta indica A. Juss): Múltiplos Usos.** 2004. 10 p. Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Bioquímica, Avenida Colombo, 5790, BR- 87020-900. Maringá, PR Brasil, 2004.

SILVA, A. C. S. **Zoonozes trasmitidas por carrapatos aspectos regionais e vigilância no vale do Paraíba, estado de São Paulo.** 2009. 95f. Dissertação (Mestrado) – Universidade de São Paulo,Faculdade de Saúde Pública, São Paulo, 2009.

VETERINÁRIO tira suas dúvidas sobre pulgas e carrapatos - Artigos – PetMag. Disponivel em: <http://petmag.com.br/13882/veterinario-tira-suas-duvidas-sobre-pulgas-e-carrapatos/>. Acesso em 17 de mar. de 2013, ás 18h 58 min.

UTILIZAÇÃO DA MICROALGA *Spirulina platensis* COMO BIORREMEDIADOR DE EFLUENTE DE CARCINICULTURA

João Henrique Cavalcante Bezerra[1], Nara Rúbia da Assunção Nunes[2], Antonio Glaydson Lima Moreira[3], Wladimir Ronald Lobo Farias[4]

[1] Mestrando em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará. Bolsista CAPES. Email: jhbezerra@hotmail.com

[2] Engenheira de Pesca. Email: naranunes.s@hotmail.com

[3] Professor do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará. Doutorando em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará. Autor para correspondência: antonio.glaydson@ifce.edu.br

[4] Professor Adjunto do Departamento de Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará. Email: wladimir@ufc.br

Resumo. Como toda prática de cultivo intensivo causa impactos, a carcinicultura tem gerado vários impactos ambientais que têm causado um alerta na sociedade quanto à sustentabilidade desta atividade. Foi cultivada a microalga *S. platensis* em um efluente de carcinicultura para avaliar a taxa de redução da amônia presente na água. Observou-se uma alta correlação linear positiva entre as variáveis, densidade óptica (DO) e densidade celular (DC) da cultura. A curva de crescimento da microalga *S. platensis* apresentou uma fase de indução que teve uma duração de aproximadamente 24 horas, seguida da fase exponencial de crescimento. Após 72 horas de cultivo, a microalga entrou na fase de redução do crescimento relativo, atingindo a fase estacionária em torno de 120 horas de cultivo. Com relação à concentração de amônia durante o cultivo, foi observado um comportamento inversamente proporcional, ou seja, na medida em que ocorreu um aumento na população de microalgas ocorreu uma diminuição na

concentração de amônia. A microalga utilizada nesse trabalho foi capaz de reduzir, em média, 97,4% da amônia existente no efluente de carcinicultura.

Palavras-chave: ficologia, qualidade de água.

INTRODUÇÃO

Dentre os vários ramos da aquicultura, a carcinicultura é a atividade que corresponde à criação de crustáceos, com um maior destaque para a produção de camarões em tanques escavados em ecossistemas estuarinos (MELLO, 2007).

Como toda prática de cultivo intensivo causa impactos, a carcinicultura tem gerado vários impactos ambientais que têm causado um alerta na sociedade quanto à sustentabilidade desta atividade (JONES et al., 2002). Tais impactos acontecem devido a maior parte dos empreendimentos voltados à atividade não utilizar um manejo adequado para seus efluentes. O monitoramento, quando existe, não passa de um acompanhamento da qualidade de água utilizada e descartada pelos cultivos (GURJÃO et al., 2004).

A eficiência dos cultivos de organismos aquáticos está intimamente relacionada com a qualidade da água utilizada e a contaminação dos corpos hídricos pelos efluentes poderá resultar em um rápido declínio da atividade (OSTRENSKY et al., 2000).

Dentre os nutrientes fornecidos na alimentação de organismos aquáticos em forma de ração, 60% do nitrogênio e 11% do fósforo são perdidos na água através das excretas dos camarões e pela decomposição da ração não consumida. O tratamento dos efluentes da aquicultura pode ser realizado com organismos biorremediadores, principalmente animais filtradores e organismos fotossintetizantes. O tratamento desses efluentes é considerado o primeiro passo para a proteção dos recursos hídricos e a preservação ambiental faz parte, atualmente, dos sistemas de produção da aquicultura moderna (VALENTI, 2000).

Os efluentes oriundos da atividade aquícola apresentam concentrações mais altas de nutrientes dissolvidos e partículas em suspensão quando comparados com a

água de abastecimento (MCINTOSH & FITZSIMMONS, 2003). O lançamento em excesso desses efluentes no ambiente natural contribui para o aparecimento de florações algais, alterando significativamente a dinâmica do oxigênio dissolvido na água.

A utilização das microalgas no tratamento de efluentes é conhecida como fitorremediação e essa prática é utilizada para remoção de compostos como nitrogênio e fósforo que podem causar eutrofização nos corpos hídricos receptores. Além disso, são também capazes de remover metais pesados incorporando-os na parede celular (YAN & PAN, 2002), além de alguns compostos orgânicos tóxicos como fenóis e clorofenóis (LIMA et al. 2004). Nos efluentes provenientes da aquicultura há a predominância de nitrogênio na formal amoniacal (LOURENÇO, 2006) e, segundo Maestrini e Robert (1981), essa é a forma preferencialmente assimilada pelas microalgas, já que quando esse elemento encontra-se em sua forma oxidada sua assimilação é reduzida.

O objetivo deste trabalho foi cultivar a microalga *Spirulina platensis* em um efluente da carcinicultura e avaliar a taxa de redução da amônia presente na água.

MATERIAL E MÉTODOS

O efluente utilizado como meio de cultura foi coletado de uma fazenda de produção de camarão localizada no município de Aracati-CE e depois de transportado para o Centro de Biotecnologia Aplicada a Aquicultura (CEBIAQUA) – DEP/CCA/UFC, onde foi esterilizado juntamente com as vidrarias utilizadas no experimento, em autoclave a uma temperatura de 120 ºC e pressão de 1 kgf cm^{-2}, para evitar qualquer contaminação.

A microalga *S. platensis* foi obtida no cepário do laboratório de Planctologia do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará (UFC) e mantida em meio Jordan. A cepa da microalga foi cultivada até um volume de 50 mL, em seguida, esse volume foi gradativamente aumentado durante cinco dias, com o efluente da carcinicultura para a obtenção de novos inóculos da microalga já adaptada ao meio de cultivo orgânico.

Após a devida adaptação da cepa ao efluente da carcinicultura, 40 mL do inóculo foi transferido para recipientes de 500 mL, contendo 360 mL do efluente da

carcinicultura. A partir desse momento, o volume da cultura foi mantido constante, caracterizando um cultivo do tipo estacionário (LOURENÇO, 2006). O cultivo foi realizado em quatro repetições e as condições abióticas como temperatura e intensidade luminosa foram mantidas constantes em 28 ± 1 ºC e 20 μE m^{-2} S^{-1}, respectivamente, e a salinidade foi mantida em 20.

O acompanhamento do crescimento populacional da microalga foi realizado, diariamente, através da contagem celular (DC) em amostras de cada cultivo, utilizando uma câmara de Neubauer (hemocitômetro) e por espectrofotometria a 680 nm. Os dados obtidos foram inicialmente utilizados para determinar a correlação linear entre as duas variáveis e, posteriormente, foram obtidas as equações de regressão linear para cada cultura.

A determinação de amônia nos meios de cultura foi realizada pelo método de Nessler. Para isso, foram coletadas amostras de 25 mL e centrifugadas a 3.000 x g por 5 min para a separação da microalga do meio de cultivo. Em seguida, foram adicionadas três gotas de álcool polivinil, uma gota de estabilizante mineral por parte de sal e as amostras foram agitadas para a completa homogeneização da mistura. Finalmente, foi adicionado 1 mL do reagente de Nessler em cada amostra e, após 1 min de reação, a mistura foi levada a um espectrofotômetro de leitura direta HACH 2000 para a leitura da absorbância a 425 nm. As determinações foram realizadas em três momentos do cultivo, no início, na fase de crescimento exponencial e na fase estacionária, sendo os valores expressos em mg L^{-1}.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Observou-se uma alta correlação linear positiva entre as variáveis, densidade óptica (DO) e densidade celular (DC) da cultura, cujo coeficiente de determinação (R^2) foi de 0,982. Esta forte correlação permitiu a obtenção das equações de regressão linear entre as duas variáveis para a cultura e é bastante útil para o acompanhamento dos cultivos apenas através da leitura da densidade óptica (Figura 1)

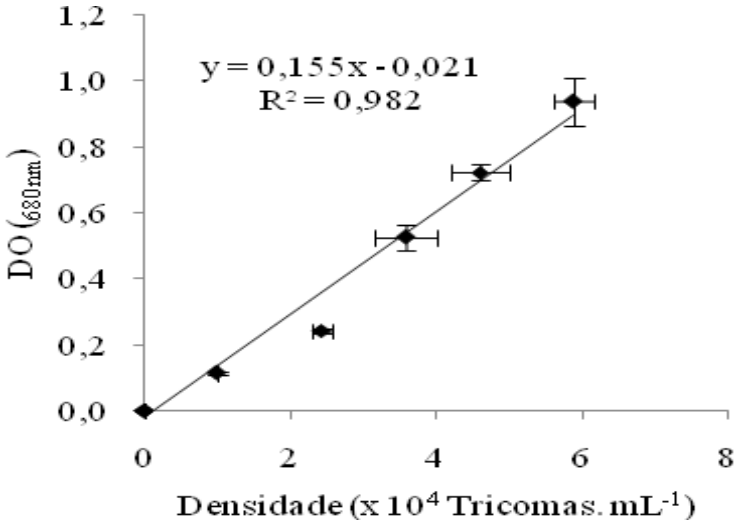


Figura 1 – Correlação linear entre densidade óptica (DO) e densidade celular do cultivo de *S. plate*nsis, com sua respectiva equação de regressão linear e coeficiente de determinação (R^2). Cada ponto representa a media de quatro repetições.

A curva de crescimento da microalga *S. platensis* apresentou uma fase de indução que teve uma duração de aproximadamente 24 horas (Figura 2), seguida da fase exponencial de crescimento. Após 72 horas de cultivo, a microalga entrou na fase de redução do crescimento relativo, atingindo a fase estacionária em torno de 120 horas de cultivo.

Com relação à concentração de amônia durante o cultivo, foi observado um comportamento inversamente proporcional, ou seja, na medida em que ocorreu um aumento na população da microalga ocorreu uma diminuição na concentração de amônia. A microalga utilizada nesse trabalho foi capaz de reduzir, em média, 97,4% da amônia existente no efluente de carcinicultura no início do experimento.

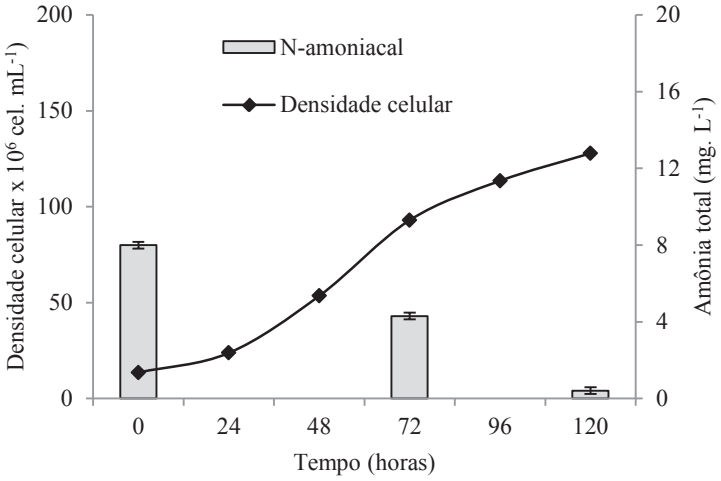


Figura 2 – Curva de crescimento (linhas) e depleção de amônia (colunas) obtidas nos cultivos da microalga *S. platensis*. Cada ponto representa a média de quatro repetições ± desvio padrão.

Méndez (2003) utilizou a microalga *Chlorella* na fitorremediação de um efluente doméstico e apontou uma remoção de 69,82% do referido nutriente. Chuntapa et al. (2003) mostrou que a microalga *Spirulina platensis* foi capaz de melhorar a qualidade da água de um cultivo integrado com camarões, reduzindo significativamente os níveis dos compostos nitrogenados como a amônia, nitratos e nitritos.

Resultados obtidos em estudos realizados com uma macroalga do gênero *Gracilaria* evidenciaram que foi possível remover em 80% o total de nitrogênio produzido por uma fazenda de cultivo do salmão (BUSHMANN et al., 2008).

Redding et al. (1997) utilizaram macrófitas aquáticas no tratamento de efluentes piscicolas e encontraram uma redução de amônia de 4,3% por *Azolla filiculoides*, 8,2% por *Elodea nuttalli* e 10,7% e por *Rorippa nasturtiumaquaticum*.

CONCLUSÃO

Com a realização do presente trabalho, podemos concluir que a microalga utilizada se adaptou perfeitamente ao cultivo no efluente da carcinicultura e foi capaz de reduzir a maior parte da amônia presente no referido efluente. Dessa forma, essa espécie pode vir a ser utilizada na mitigação dos impactos negativos da aquicultura intensiva.

REFERÊNCIAS

BUSCHMANN, A.H.; VARELA, D.A.; HERNÁNDEZ-GONZÁLEZ, M.C.; HUOVINEN, P. Opportunities and challenges for the development of an integrated seaweedbased aquaculture activity in Chile: determining the physiological capabilities of *Macrocystis* and *Gracilaria* as biofilters. **Journal of Applied Phycology** v. 20, p. 571–577, 2008.

CHUNTAPA, B.; POWTONGSOOK S.; MENASVETA, P. Water quality control using Spirulina platensis in shrimp culture tanks. **Aquaculture**, v. 220, p. 355–366, 2003.

GURJÃO, L. M. **Uso integrado de sedimentação, ostras e macroalgas para tratamento de efluente de carcinicultura**. Dissertação (Mestrado em Engenharia de Pesca) - Universidade Federal do Ceará, 2004.

JONES, A. B.; PERSTON, N. P.; DENNISON, W. C. The efficiency and condition of oysters and macroalgae used as biological filters of shrimp pond effluent. **Aquaculture Research**, v. 33, p. 1-19, 2002.

LIMA, S. A. C.; RAPOSO, M. F. J.; CASTRO, P. M. L.; MORAIS, R. M.; Biodegradation of p-Cholorophenol by a Microalgae Consortium. **Water Research**, v. 38, p. 97-102. 2004

LOURENÇO, S. O. **Cultivo de microalgas marinhas: princípios e aplicações**. São Carlos: Rima, v. 1, 588 p. 2006.

MAESTRINI S. Y.; ROBERT J. M.; Rendements d'utilization des sels nutritifs et variations de l'état des cellules de trois diatomées de claires à huîtres de Vendée. **Oceanol. Acta.** v. 481, p. 13-21, 1981

MCINTOSH, D.; FITZSIMMONS, K. Characterization of effluent from an inland, low-salinity shrimp farm: what contribution could this water make if used for irrigation. **Aquacultural Engineering**, v. 27, p. 147-156. 2003

MELLO, C. C. A. **Avaliação de equidade ambiental como instrumento de modernização e democratização dos procedimentos de avaliação de impacto de projetos de desenvolvimento -** estudo de caso: o processo de licenciamento da carcinicultura nos estados da Bahia e do Ceará. FASE – Projeto Brasil Sustentável e Democrático ETTERN-IPPUR-UFRJ. Rio de Janeiro. 2007.

MÉNDEZ, N. J. Evaluacion de la remoción de fosforo y nitrogenio de aguas residuales por el alga *Chlorella* ssp**. Revista Institucional de la Facultad de Salud.Colombia. v.** 2, p. 41-46. 2003.

OSTRENSKY, A.; BORGHETTI, J. R.; PEDINI, M. Situação atual da aqüicultura brasileira e mundial. In: VALENTI, W. C. **Aqüicultura no Brasil: bases para um desenvolvimento sustentável**. 1. ed. CNPq/Ministério da Ciência e Tecnologia. Brasília, cap. 12, p. 353-382, 2000.

REDDING, T.; TODD, S.; MIDLEN, A. 1997 The treatment of aquaculture wastewater - A botanical approach. **Journal of Environmental Management**, v. 50, p. 283-299.

VALENTI, W.C. Aquaculture for sustainable development. In: VALENTI, W.C.; POLI, C.R.; PEREIRA, J.A.; BORGHETTI, J.R. (Eds.) **Aqüicultura no Brasil, bases para um desenvolvimento sustentável. Brasília**: CNPQ/Ministério da Ciência e Tecnologia, 2000. p.17-24.

YAN, H; PAN, G. Toxicity and bioaccumulation of cooper I three green microalgal species. **Chemosphere**. v. 49, p. 471-476. 2002.

INVESTIGAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE POÇOS POR PARÂMETROS FÍSICO-QUÍMICOS[1]

José Cícero Alves da Silva[2], José Francielson Queiroz Pereira[3], Ronaldo Nunes de Brito[4] e Andréa Monteiro Santana Silva Brito[5]

1- Extraído da Monografia de Graduação do primeiro autor.

2- Graduado/Licenciatura em Química/UAST/UFRPE. jc.alvesilva@gmail.com (Foi bolsista UFRPE/CNPq). **3-** Graduando/Licenciatura em Química/UAST/UFRPE. josefrancielson.queiroz@gmail.com (Bolsista PIBID/CAPES). **4-** Professor/EREMPAC. ronaldybrito@bol.com.br. **5-** Professora Adjunta/UAST/UFRPE. andreamss@uast.ufrpe.br (correspondência). UAST/UFRPE (Unidade Acadêmica de Serra Talhada – Universidade Federal Rural de Pernambuco – Fazenda Saco, S/N, caixa postal 063 – Serra Talhada – PE. EREMPAC (Escola de Referência em Ensino Médio Prof. Adauto Carvalho, Avenida João Gomes de Lucena, S/N, São Cristovão, Serra Talhada – PE).

Resumo

No município de Serra Talhada - Sertão Pernambucano, a problemática do baixo índice pluviométrico leva a busca por fontes alternativas de água para sobrevivência. Os poços cadastrados e clandestinos são exemplos de fontes utilizadas para o abastecimento humano na região. No entanto, não existe um estudo sobre a qualidade dessa água. Dentro desse contexto, o objetivo do trabalho proposto foi investigar a qualidade da água subterrânea proveniente de poços utilizados no município de Serra Talhada – PE por meio de alguns parâmetros físico-químicos. Foram realizadas cinco coletas e analisados os parâmetros: Condutividade Elétrica, pH, Alcalinidade Total, Cloretos e Dureza Total, tendo sido os valores obtidos comparados com a literatura e perante o que rege a Resolução CONAMA 357/05 e a Portaria 518/04 do Ministério da Saúde. As análises, bem como a conservação e transporte das amostras, seguiram métodos padrões. Com base nos resultados obtidos, o poço P2 apresentou os maiores valores médios de dureza total (1188,06 mg/L de $CaCO_3$), alcalinidade total (637,91 mg/L de

$CaCO_3$), cloretos (533,25 mg/L de Cl^-) e condutividade elétrica (5474,0 µS/cm). No entanto, não há valores que apontem contaminação por ação antropogênica.

Palavras-chave: Água subterrânea, Semiárido. Qualidade da Água.

INTRODUÇÃO

O município de Serra Talhada tem um índice pluviométrico médio anual de 431,8 mm (BRASIL, MME, 2005). Neste ambiente, existe a situação de escassez de água, o que acarreta a busca por fontes alternativas, principalmente num contexto emergencial. Um levantamento realizado pelo Serviço Geológico do Brasil (CPRM), Projeto de cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea no diagnóstico do município de Serra Talhada (BRASIL, MME, 2005), registrou 313 pontos d'água cadastrados. Destes, 203 encontram-se em operação. Estes poços representam uma reserva potencial substancial, que pode vir a reforçar o abastecimento no município. No entanto, a existência de poços não declarados cuja água é utilizada para consumo humano, é uma realidade no município. Um fato preocupante é o desconhecimento quanto à qualidade deste recurso, uma vez que a água destinada a potabilidade deve atender a certos requisitos, segundo a Resolução CONAMA-357/2005 (BRASIL, MMA, 2005) e Portaria nº. 518 de 35 de março de 2004 do Ministério da Saúde (MS) (BRASIL, MS, 2004). A investigação da qualidade da água de poços na região é um tema de extrema importância, uma vez que não foi encontrado na literatura nenhum trabalho que indicasse a situação das águas subterrâneas no município de Serra Talhada – PE com vistas à potabilidade. Essa foi então a proposta desse trabalho, investigar a qualidade da água subterrânea proveniente de poços utilizados no município de Serra Talhada – PE por meio de alguns parâmetros físico-químicos.

METODOLOGIA

Seleção dos poços: foi utilizado o cadastro do Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea (BRASIL, MME, 2005). Após a consulta desse documento e contato com proprietários/responsáveis, foram selecionados quatro poços. Estes foram escolhidos conforme os critérios de localização (rural e urbano) e de

utilização (consumo humano ou não). Os poços receberam então indicações, com códigos, para que fosse preservado o anonimato do local – P1, P2, P3 e P4.

Coleta e análises físico-químicas: as cinco coletas realizadas entre os meses de outubro de 2011 a fevereiro de 2012, foram realizadas na saída de cada poço, utilizando garrafa plástica previamente lavada abundantemente com a própria água do poço e conservada em caixa de isopor para transporte. Todas as análises efetuadas seguiram o Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005), tendo sido analisados para as amostras de água de cada poço os seguintes parâmetros: Potencial Hidrogeniônico (pH), Condutividade Elétrica (CE), Alcalinidade Total, Cloretos e Dureza Total.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

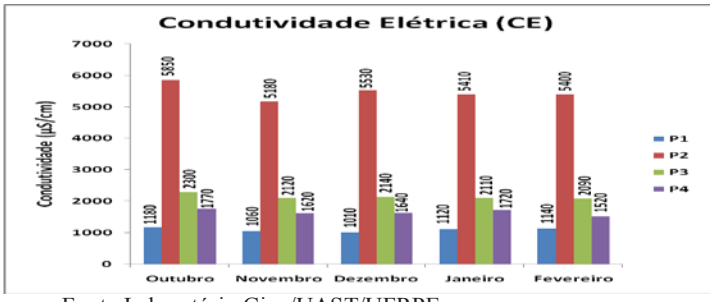
Seleção dos Poços: dos quatro poços selecionados, P3 e P4 estão cadastrados e P1 e P2 não estão. Quanto à população que faz uso da água e o tipo de uso, segundo o relato dos proprietários (responsáveis) dos poços, temos: **P1** (poço em uma residência): apenas uso doméstico (limpeza do ambiente) sendo a água usada pelos domiciliares; **P2** (poço em um sítio): uso na irrigação de jardins e plantação; uso exclusivo do proprietário do poço; **P3** (poço em um hospital): limpeza de ambiente hospitalar e irrigação de jardins; desse modo toda a população que faz uso dos serviços do ambiente tem contato indireto com a água; e, **P4** (poço em uma escola): limpeza de ambiente escolar, regar o jardim e também é utilizado na dessendentação de animais; toda a população que frequenta a unidade escolar está em contato indireto ou direto com a água.

Parâmetros analisados: a salinidade da água proveniente dos poços obtida através de um Multiparâmetro HANNA HI 9828 foi de 0,6%, 3,2%, 1,05% e 0,88%, respectivamente para P1, P2, P3 e P4. Desse modo, foi possível identificar e classificar todos os poços investigados como sendo de água salobra, fazendo parte da classe 1 que refere-se ao consumo humano da água, segundo o CONAMA (BRASIL, MMA, 2005).

Condutividade elétrica (CE): conforme Oliveira e Maia (1998 *apud* NUNES FILHO, *et al.*, 2000), a probabilidade de se encontrar águas com elevadas condutividades elétricas, valores na ordem de CE $\geq$ 3,0 dS m^{-1}, fica na seguinte ordem: poços tubulares

27%; poços amazonas 16% e água de açudes, rios e riachos, 21%. Assim, com um valor de 3000 µS/cm (1dS/m = 1000µS/cm) sendo encontrado majoritariamente para poços tubulares, e, levando-se em consideração que todos os poços avaliados são tubulares era de se esperar elevada condutividade como apresentado na figura 1, onde o maior valor de condutividade foi observado para o P2 (valor médio 5474,0 µS/cm). Observa-se na figura 1 que houve um padrão nos valores obtidos ao longo dos meses para cada poço, sendo o P2 com maior condutividade e o P1 com os valores menores de condutividade, medidos a 25º C. Este fato pode estar relacionado ao tempo de vida de cada poço, pois P1 é mais antigo (1998) que P2 (2011) em relação a data de perfuração de ambos.

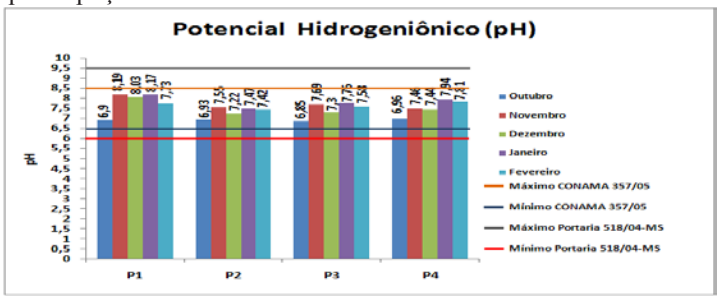
Figura 1 – Condutividade à 25ºC das amostras de água, nos meses de outubro de 2011 a fevereiro de 2012.



Fonte:Laboratório Giaq/UAST/UFRPE.

Potencial hidrogeniônico (pH): a Portaria 518/2004 do Ministério da Saúde, recomenda que o pH de uma água para consumo humano deve ser entre 6,0 e 9,5 (BRASIL, MS, 2004), já pela resolução CONAMA-357/2005 os valores de pH para que uma água possa ser usada para consumo humano deve está dentro da faixa 6,5 a 8,5 (BRASIL, MMA, 2005), como é possível observar na figura 2, todos os resultados obtidos de pH para os quatro poços estão dentro dos valores estabelecidos em ambos os órgãos.

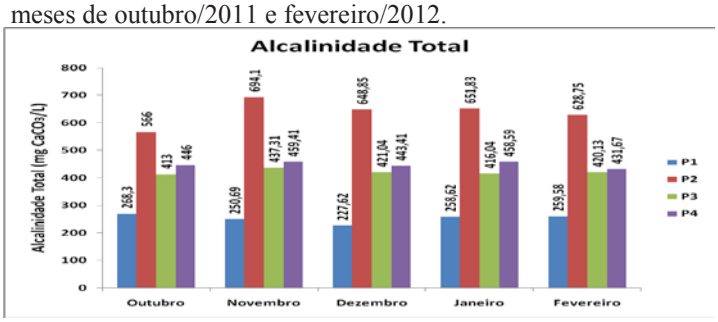
Figura 2 – Valores de pH medidos à 25º C obtidos para água dos quatro poços de outubro de 2011 a fevereiro de 2012.



Fonte: Laboratório Giaq/UAST/UFRPE.

Alcalinidade total: Santos e Medeiros (2011) investigaram águas subterrâneas de dois poços, cuja desconfiança é que estivessem contaminados por líquidos percolados (chorume) de um aterro sanitário em Caucaia-CE. Em um desses poços, os valores de alcalinidade foram bastante elevados, com média de 1145,8 mg/L de $CaCO_3$. Em contraste, obtivemos valores de alcalinidade bem inferiores aos encontrados por Santos e Medeiros (2011), cujo enfoque do trabalho foi para contaminação antropogênica através do chorume proveniente de um aterro sanitário. Desse modo, com os valores obtidos para a alcalinidade total dos poços analisados nesse trabalho fica notório o distanciamento destes em relação a alterações originárias de ação antropogênica.

Figura 3 – Alcalinidade total nos quatro poços avaliados entre os meses de outubro/2011 e fevereiro/2012.

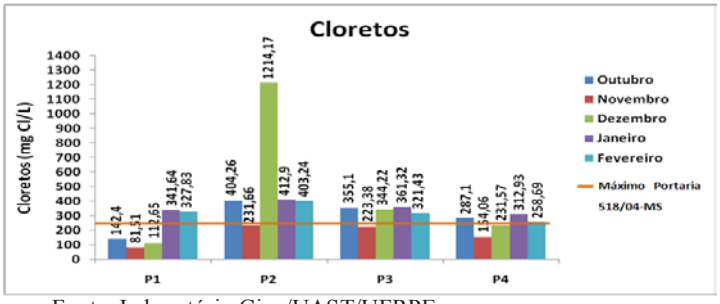


Fonte: Laboratório Giaq/UAST/UFRPE.

Cloretos: a portaria 518/04 do Ministério da Saúde estabelece que a concentração de cloretos na água, para que ela possa ser utilizada para consumo humano, não deve exceder o valor de 250 mg/L (BRASIL, MS, 2004), logo dentre as análises efetuadas alguns poços apresentaram valores acima do especificado pela referida portaria. Conforme apresentado na figura 4, em P1 apesar dos meses de janeiro e fevereiro terem apresentado valores superiores ao máximo estabelecido, a média geral das análises efetuadas foi de 201,21 mg/L de Cl^-, deixando a água dentro do parâmetro estabelecido ao longo do tempo. Santos e Medeiros (2011), investigaram a concentração de cloretos, bem como outros parâmetros, para um poço cuja água foi constatada com alta carga poluidora proveniente do chorume de um aterro sanitário, os valores obtidos tiveram uma média de 3079,5 mg/L de Cl^-. Assim, mesmo observando valores elevados de cloretos em P2 (e sua média que foi de 533,25 mg/L de Cl^-), em especial no mês de dezembro, estes estão largamente longe dos encontrados em água contaminada por ação antropogênica pontual, como a investigada pelos autores. Para os demais poços, a média da concentração de cloretos foi 321,09 mg/L para P3, o que o deixa fora do que rege a

Portaria 518/04 do Ministério da Saúde, e de 248,87 mg/L para P4, logo este apresenta valor médio dentro do que rege a referida Portaria (BRASIL, MS, 2004).

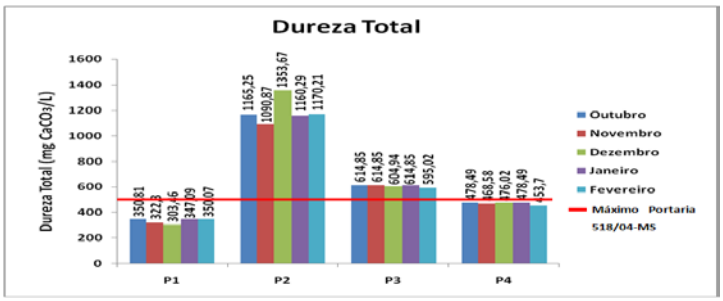
Figura 4 – Concentração de cloretos nos quatro poços analisados entre os meses de outubro de 2011 e fevereiro de 2012.



Fonte: Laboratório Giaq/UAST/UFRPE.

Dureza total: como é possível ver na figura 5, os valores para a dureza total em todas as análises foram elevados. Segundo Rocha, Rosa e Cardoso, (2004) uma água com valores acima de 150 mg/L de $CaCO_3$ é considerada uma água dura, desse modo em todas as análises efetuadas os valores encontrados foram consideravelmente acima dessa concentração, o que caracteriza todos os corpos hídricos avaliados como de água dura. Pela Portaria 518/04 do Ministério da Saúde o máximo estabelecido para que uma água possa ser utilizada para consumo humano é o limite de 500 mg/L de $CaCO_3$ (BRASIL, MS, 2004), assim, P1 e P4 apresentam valores dentro do estabelecido pela portaria, podendo então ser consideradas próprias para consumo humano. P2 e P3 em todos os meses do estudo apresentaram valores acima desse limite estabelecido, sendo que a concentração encontrada em P2 apresentou valores consideravelmente acima dos demais poços avaliados, o que o deixa, bem como P3, fora da especificação da referida Portaria para consumo humano da água.

Figura 5 – Dureza total nos quatro poços analisados de outubro de 2011 a fevereiro de 2012.



Fonte: Laboratório Giaq/UAST/UFRPE.

Na literatura, existem relatos de autores que defendem que na região do semiárido esse tipo de água é esperado devido a ser uma região de elevada salinidade (MENEGASSE, *et al.,* 2003). Por exemplo, segundo Oliveira, Campos e Medeiros (2010), a elevada salinidade das águas subterrâneas do semiárido nordestino tem relação direta com a baixa pluviometria, soma-se também a isto, a alta evaporação o que favorece a concentração dos sais nas águas que se infiltram nas fraturas e no solo levando ao enriquecimento salino dessas águas, sendo uma das causas da elevada salinidade de águas subterrâneas encontradas no semiárido do Nordeste. Já Rocha, Rosa e Cardoso (2004) relatam que a dureza da água pode ser decorrente tanto de características da dissolução de minerais do solo e das rochas como da ação antropogênica, sendo a primeira a causa aparente da elevada dureza nos corpos hídricos subterrâneos analisados, já que não foram observados durante o período de análises nem relatado pela população em contato com as localidades eventos que pudessem ter contribuído para esses valores.

CONCLUSÃO

De acordo com os resultados obtidos, pode-se dizer que não há valores que apontem contaminação por ação antropogênica, e aqueles fora de especificação remetem a características naturais da localidade (próprias do semiárido). Assim, diante dos valores elevados para a maior parte dos parâmetros investigados e ainda quanto ao fato de dois dos poços avaliados terem valores de cloretos e dureza acima do limite máximo estabelecido pela legislação pertinente fica exposto o quanto é importante à utilização de análises físico-químicas para investigar a qualidade da água subterrânea que é usada para consumo humano no município de Serra Talhada.

REFERÊNCIAS

APHA. **American Public Health Association. Standard Methods for the Examination of Water e Wastewater.** 21ª ed., New York, 2005.

BRASIL. Ministério de Minas e Energia (MME). **Projeto de Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea – Pernambuco: Diagnóstico do Município de Serra Talhada,** Recife, PE, p. 1-12, 2005. Disponível em:

<http://www.cprm.gov.br/rehi/atlas/pernambuco/relatorios/SETA148.pdf >. Acesso em 06 jan. 2012, 08:22:57.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente (MMA). **Resolução CONAMA-357/2005.** Brasília, DF, 17 mar. 2005. Não paginado. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf.>. Acesso em 06 jan. 2012, 10:09:03.

BRASIL. Ministério da Saúde (MS). **Portaria nº. 518 de 25 de março de 2004.** Brasília, DF, p. 1-34, 25 mar. 2004. Disponível em: <http://www.portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518.pdf.>. Acesso em 06 jan. 2012, 11:51:14.

MENEGASSE, L. N.; OLIVEIRA, F. R.; MOURÃO, M. A. A.; DUARTE, U.; CASTRO, R. E.; DINIZ, A. M. A.; ELMIRO, M. A. T.; PEREIRA, P. B. e DINIZ, H. N. **Hidroquímica das Águas Subterrâneas do Médio Jequitinhonha, Minas Gerais, Brasil.** Revista Latino-Americana de Hidrogeologia, n. 3, p. 49-58, 2003.

NUNES FILHO, J.; SOUSA, A. R.; SÁ, V. A. L. e LIMA, B. P. **Relações entre a Concentração de Íons e a Salinidade de Águas Subterrâneas e Superficiais, visando a Irrigação, no Sertão de Pernambuco.** Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 4, n.2, p. 189-193, 2000.

OLIVEIRA, C. N.; CAMPOS, V. P. e MEDEIROS, Y. D. P. **Avaliação e Identificação de Parâmetros Importantes para a Qualidade de Corpos D'água no Semiárido Baiano. Estudo de Caso: Bacia Hidrográfica do Rio Salitre.** Química Nova, v. 33, n. 5, p. 1059-1066, 2010.

ROCHA, J. C.; ROSA, A. H. e CARDOSO, A. A. **Introdução à Química Ambiental.** Porto Alegre: Bookman. 2004.

SANTOS, G. O. e MEDEIROS, P. A. **Estudo Preliminar da Qualidade das Águas Subterrâneas na Área de Influência do Aterro Sanitário de Caucaia.** Revista Conexões – Ciência e Tecnologia, v. 5, n. 3, p. 61-70, 2011.

Fitorremediação de efluente da carcinicultura utilizando a microalga *Chlorella vulgaris*

José William Alves da Silva[1]
Dilliani Naiane Mascena Lopes[2]
Hudson Damasceno Maia[3]
Anderson Alan da Cruz Coelho[4]

[1] Professor Mestre do Instituto Federal do Ceará – IFCE. jose.william@ifce.edu.br
[2] Engenheira de Pesca – Universidade Federal do Ceará. naianemascena@yahoo.com.br
[3] Graduando em Engenharia de Pesca – Universidade Federal do Ceará hudsondmaia@gmail.com
[4] Professor Mestre do Instituto Federal do Ceará – IFCE. anderson.coelho@ifce.edu.br

Resumo

As microalgas podem ser utilizadas na remoção de compostos nitrogenados e fosfatados e sua biomassa produzida serve de matéria prima para diversas aplicação, como nas indu´stris farmacêuticas, cosméticos, de suplemento alimentar humano e animal, e na produção de biocombustíveis.. O experimento avaliou a utilização da microalga *Chlorella vulgaris* na fitorremediação de efluente de carcinicultura. Foram realizados três tratamentos, com seis repetições cada, utilizando como meios de cultura efluentes da carcinicultura. O cultivo estacionário foi realizado em um recipiente com volume útil de 12 L e foi acompanhado, diariamente, por espectrofotometria a 680 nm, sendo a determinação das concentrações de amônia e fosfatos realizada no início, meio e fim dos cultivos. Os compostos nitrogenados presentes no efluente atingiram remoção média de 67%, resultado considerado satisfatório. Concluindo que a microalga *C. vulgaris* pode ser utilizada na fitorremediação de efluentes aquícolas.

Palavras-chave: Aquicultura, Biorremediação, Eutrofização.

INTRODUÇÃO

A geração e descarga de elevadas quantidades de efluentes com alto potencial poluidor, compostos por restos de ração não consumida e excretas metabólicas, aumentaram paralelamente com o desenvolvimento da aquicultura mundial que, devido à demanda crescente, teve um rápido desenvolvimento nas últimas décadas, ocasionado um significativo aumento dos impactos negativos no ambiente (CRAB *et al*., 2007). Em acordo com estas afirmações, Piedrahita (2003) e Sugiura *et al*. (2006) observaram que o processo de produção de organismos aquáticos gera quantidades significativas de efluentes contaminados e que, as descargas da aquicultura para os corpos hídricos levam nutrientes orgânicos e inorgânicos, como a amônia, fósforo, carbono orgânico e matéria orgânica.

A eutrofização das águas costeiras e continentais causada por atividades antrópicas tornou-se um problema comum em muitos países. Este processo contribui para um aumento na produtividade primária e frequentemente gera alterações indesejáveis na estrutura e na função dos ecossistemas aquáticos. Nas últimas décadas, a eutrofização causada pela aquicultura intensiva tornou-se uma preocupação constante para os produtores e agências de controle ambiental, devido à grande quantidade de resíduos produzidos por essa atividade (MARINHO-SORIANO *et al*. 2011), por isso é necessário o desenvolvimento de novas técnicas de cultivo mais sustentáveis na aquicultura para diminuir os impactos negativos da atividade. Uma das alternativas é a fitorremediação que utiliza vegetais aquáticos para assimilar os nutrientes produzidos pelo cultivo de animais aquáticos.

Em viveiros de aquicultura, uma grande fração de nutrientes, disponíveis na ração, encontra-se no sedimento e nos efluentes ao final do cultivo e frações menores destes compostos fazem parte da composição corporal dos organismos cultivados (BOSCOLO *et al*., 2008; GUIMARÃES, 2008). A maior fração dos nutrientes de entrada deve fazer parte do pescado, aumentando a produtividade e diminuindo a quantidade destes componentes nos corpos receptores, corroborando para o respeito social, econômico e sustentabilidade ambiental (BOSMA; VERDEGEM, 2011).

A fitorremediação, como a implementação das microalgas no tratamento de efluentes, é utilizada para remoção de compostos nitrogenados e fósforo que podem causar eutrofização nos corpos hídricos receptores (RUIZ-MARTINEZ *et al.*, 2012).

Além disso, são capazes também de remover metais pesados, incorporando-os na parede celular (RICHARDS; MULLINS, 2013) e alguns compostos orgânicos tóxicos como fenóis e clorofenóis (CHIAIESE *et al*., 2011).

A microalga *C. vulgaris* (BEYERINCK, 1890) (FIGURA 1) pertence à classe Trebouxiophyceae, ordem Chlorellales, família Chlorellaceae (GORS *et al*., 2010). É uma espécie unicelular, cosmopolita e esférica, sem movimentos e com diâmetro variando de 2,0 a 10,0 µm (PHUKAN *et al*., 2011). Os potenciais usos desta microalga são decorrentes do seu alto valor nutricional, rápido crescimento, resistência às contaminações em cultivos maiores, bem como uma produção de biomassa constante e com ótima composição bioquímica (JANCZYK; FRANKE; SOUFFRANT, 2007).

Essa espécie é muito utilizada na indústria alimentícia, tanto na alimentação humana como de organismos aquáticos, bem como na indústria farmacéutica (WANG *et al*., 2010). Também é bastante usada no tratamento de efluentes e na produção de biocombustíveis (WIDJAJA; CHIEN; JU, 2009). O presente trabalho teve como objetivo utilizar a microalga *Chlorella vulgaris* na fitorremediação de efluente da carcinicultura.

MATERIAL E MÉTODOS

A microalga *C. vulgaris* foi obtida do cepário do Laboratório de Planctologia do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará, onde era mantida em meio Guillard f/2 (GUILLARD, 1975) com temperatura (21 ºC) e fotoperíodo (16 h escuro e 08 h claro) controlado. Todo o material utilizado e os meios de cultivo foram esterilizados em autoclave durante 15 minutos a 120 °C para evitar qualquer tipo de contaminação. As condições de cultivo permaneceram constantes, com temperatura de 28 ± 1 °C, luminosidade em torno de 60 µE cm^{-2} s^{-1} tendo como fonte duas lâmpadas fluorescentes de 40 W, e aeração fornecida por um soprador com um fluxo de 3,0 ± 1,0 L ar min^{-1}.

O efluente foi coletado na drenagem de um viveiro no final da engorda dos camarões da fazenda Ceaqua, localizada no município de Beberibe – CE e foi transportado até o Centro de Biotecnologia Aplicada à Aquicultura (CEBIAQUA) em

recipientes de 50 L. A concentração dos nutrientes foi determinada após autoclavagem do efluente para eliminar qualquer tipo de contaminação (TABELA 1).

Tabela 1. Concentração de nutrientes do efluente de carcinicultura

Nutrientes	Concentração (mg L^{-1})
Amônia	1,07
Nitrito	0,009
Nitrato	2,15
Fósforo	0,118

As microalgas foram cultivadas de forma estacionária em seis repetições para cada meio de cultivo, utilizando recipientes com 12 L úteis (FIGURA 1).

Figura 1 - Cultivo de *C. vulgaris* em recipientes de 12 litros



Arquivo Pessoal

Em cada repetição, as microalgas foram inoculadas em uma densidade óptica (DO_{680nm}) inicial de 0,100 ± 0,023 e, diariamente, determinou-se a DO_{680nm} para acompanhar o desenvolvimento das culturas, utilizando um espectrofotômetro HACH 2000.

As concentrações de N-amoniacal, N-nitrito, N-nitrato e fosfato foram determinadas no efluente, na metade (terceiro dia após a inoculação da microalga) e fim (fase estacionária do cultivo) do experimento por espectrofotometria. Para isso, amostras de 100 mL, de cada repetição, foram retiradas e centrifugadas a 3.000 x g por 5 min. Em seguida, a cada 25 mL das amostras foi adicionado os reagentes NitriVer 3

Nitrite, NitraVer 5 Nitrate, PhosVer 3 Phosphate para as determinações das concentrações de nitrito, nitrato e fosfato, respectivamente. O método de Nessler foi utilizado para determinação da amônia, sendo utilizados 1,0 mL do reagente de Nessler, 3 gotas de estabilizante mineral e 3 gotas e álcool polivinilico. Após o tempo de reação, as amostras foram levadas ao espectrofotômetro e a concentração dos compostos foi expressa em mg L^{-1}.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A fase exponencial de crescimento com efluente de carcinicultura foi do primeiro até o quarto dia de cultivo. As taxas de crescimento foram bem elevadas, sendo praticamente constante desde o momento da inoculação das microalgas até o final do cultivo. As fases de indução, crescimento exponencial, desaceleração de crescimento e estacionária, ficaram bem caracterizadas durante o cultivo (FIGURA 2).

O incremento da população algal, a depleção dos nutrientes ficou bem evidente com o passar do tempo, independente da quantidade desses nutrientes no meio de cultivo (FIGURA 2). As remoções médias de amônia, nitrito, nitrato e fósforo no cultivo realizado com efluente da carcinicultura foram de 71,96, 94,44, 42,63 e 59,89%, respectivamente.

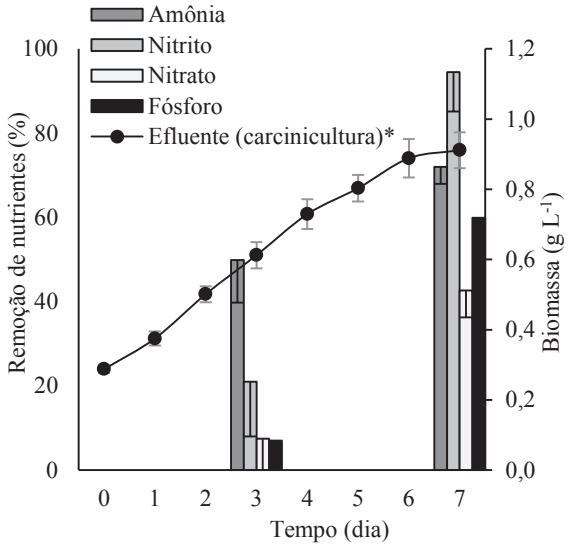
O aumento da produtividade algal depende da concentração de nutrientes, principalmente amônia, composto nitrogenado de melhor absorção pelas microalgas por não demandar gasto energético (LOURENÇO, 2006), que se encontrava em maior concentração no efluente de camarão.

Modificações como a adição e depleção de nutrientes na formulação de meios de cultura e a utilização destas técnicas em efluentes da aquicultura, tornam estudos viáveis para aumentar a recuperação de biomassa das microalgas e seus compostos alvos.

O acompanhamento do consumo de nutrientes em cultivos de microalgas pode ser monitorado pela determinação da concentração destes no meio de cultivo (FIERRO; SÁNCHEZ-SAAVEDRA; COPALCÚA, 2008).

À medida que há o incremento algal também ocorre a remoção de nutrientes.

Figura 2 - Curva de crescimento e de remoção de nutrientes nos cultivos de *C. vulgaris* com efluente de carcinicultura.



Abe *et al.* (2002) em um trabalho com efluente da agricultura removeram 22% de nitrito utilizando a microalga *Trentepohlia aurea*, remoção inferior ao do presente trabalho (94,44%).

A microalga *Chlorella vulgaris* diminuiu acentuadamente a concentração de nitrato de um efluente de uma estação de tratamento de água em apenas nove dias, passando de 7,6 ± 0,24 para 3,4 ± 0,17 mg L^{-1}, demonstrando uma remoção de 44,73% (KIM *et al*., 2010), resultado semelhante ao presente trabalho, que foi de 42,63%.

Feng; Li; Zhang (2011) observaram uma remoção de 97% na amônia e de 96% no fósforo no cultivo de *C. vulgaris*, utilizando água residuária artificial como meio de cultivo. A grande eficiência na remoção de compostos nitrogenados e fosfatados torna essa espécie bastante promissora para o tratamento de efluentes.

CONCLUSÃO

O presente experimento mostrou a eficiência da *C. vulgaris* na remoção de nutrientes de efluentes gerados pela carcinicultura, com resultados semelhantes aos encontrados na literatura. O uso de algas nativas, assim como a *C. vulgaris*, na fitorremediação de efluentes aquícolas é muito importante porque já são algas resistentes e bem adaptadas às condições naturais.

REFERÊNCIAS

ABE K.; IMAMAKI A.; HIRANO . Removal of nitrate, nitrite, ammonium and phosphate ions from water by the aerial microalga *Trentepohlia aurea*. **Journal of Applied Phycology**,
v. 14, n. 2, p 129-134, April 2002.

BEIYERINCK, M. W. Culturversuche mit Zoochlorellen, Lichenengonidien und anderen niederen Algen. **Botanische Zeitung**, v. 48, n. 45, p. 725-785, Nov 1890.

BOSCOLO W. R.; HAYASHI C.; MEURER A. F. F.; SIGNORI A. A. Composição química e digestibilidade aparente da energia e nutrientes da farinha de resíduos da indústria de filetagem de tilápias, para a tilápia do Nilo (*Oreochromis niloticu*s). **Ciência Rural**, Santa Maria, v.38, n.9, p.2579-2586, dez, 2008.

BOSMA R. H.; VERDEGEM M. C. G. Sustainable aquaculture in ponds: Principles, practices and limit. **Livestock Science**, v. 139, n 1–2, p. 58-68, July 2011.

CHIAIESE P.; PALOMBA F.; TATINO F.; LANZILLO C.; PINTO G.; POLLIO A.; FILIPPONE E. Engineered tobacco and microalgae secreting the fungal laccase POXA1b reduce phenol content in olive oil mill wastewater. **Enzyme and Microbial Technology**, v. 49, n. 6–7, p. 540-546, Dec 2011.

CRAB, R.; AVNIMELECH, Y.; DEFOIRDT, T.; BOSSIER, P.; VERSTRAETE,W. Nitrogen removal techniques in aquaculture for a sustainable production. **Aquaculture**, v.270, n.1-4, p.1-14, 2007

FENG, Y; LI, C.; ZHANG, D. Lipid production of *Chlorella vulgaris* cultured in artificial wastewater medium. **Bioresource Technology**. v. 102, n. 1, p. 101-105, Jan 2011b.

FIERRO, S.; SÁNCHEZ-SAAVEDRA, M. P.; COPALCÚA, C. Nitrate and phosphate removal by chitosan immobilized *Scenedesmus*. **Bioresource Technology**. v. 99, n. 5, p. 1274-1279, Mar 2008.

GORS, M.; SCHUMANN, R.; GUSTAVS, L.; KARSTEN, U. The potential of ergosterol as chemotaxonomic marker to differentiate between ‘‘*Chlorella*’’ species (Chlorophyta**). Journal of Phycology**, v. 46, n. 6, p.1296-1300, Nov 2010.

GUILLARD, R. R. L. Culture of phytoplankton for feeding marine invertebrates. In: **Culture of marine invertebrate animal**, SMITH, W. L.; CHANLEY, M. H. (eds.). New York: Plenum Publishing, p. 29-60, 1975.

GUIMARÃES I.G; PEZZATO L.E.; BARROS M.M.; TACHIBANA L. Nutrient digestibility of cereal grain products and by-products in extruded diets for Nile tilapia. **Journal of the World Aquaculture Society**. v. 39, n. 6, p. 781-789, Dec 2008.

JANCZYK, P.; FRANKE, H.; SOUFFRANT, W.B. Nutritional value of *Chlorella vulgaris*: Effects of ultrasonication and electroporation on digestibility in rats. **Animal Feed Science and Technology**, v. 132, n. 1-2, p. 163-169, Jan 2007.

KIM, J.; LINGARAJU, B. P.; RHEAUME, R.; LEE, J-Y.; SIDDIQUI, K. F. Removal of ammonia from wastewater effluent by *Chlorella vulgaris*. **Tsinghua Science and Technology**, v. 15, n. 4, p. 391-396, Aug 2010.

LOURENÇO, S. O. **Cultivo de microalgas marinhas**: **princípios e aplicações**, São Carlos: Rima, v. 1, p. 295-315, 2006.

MARINHO-SORIANO E.; AZEVEDO C. A. A.; TRIGUEIRO T. G.; PEREIRA D. C.; CARNEIRO M. A. A.; CAMARA M. R. Bioremediation of aquaculture wastewater using macroalgae and Artemia. **International Biodeterioration & Biodegradation**, v. 65, n. 1, p. 253-257, Jan. 2011 .

PHUKAN, M. M.; CHUTIA, R. S.; KONWAR, B. K.; KATAKI, R. Microalgae *Chlorella* as a potential bio-energy feedstock. **Applied Energy**, v. 88, n. 10, p. 3307-3312, Oct 2011.

PIEDRAHITA, R.H. Reducing the potential environmental impact of tank aquaculture effluents through intensification and recirculation. **Aquaculture,** v. 226, n.1–4, p. 35–44, 2003.

RICHARDS R.G.; MULLINS B.J. Using microalgae for combined lipid production and heavy metal removal from leachate. **Ecological Modelling**, v. 249,n. 24, p. 59-67, Jan 2013.

RUIZ-MARTINEZ A.; MARTIN GARCIA N.; ROMERO I.; SECO A.; FERRER J. Microalgae cultivation in wastewater: Nutrient removal from anaerobic membrane bioreactor effluent. **Bioresource Technology**. v. 126, p. 247-253, Dec 2012.

SUGIURA, S.H.; MARCHANT, D.D.; KELSEY, K.; WIGGINS, T.; FERRARIS, R.P. Effluent profile of commercially used low-phosphorus fish feeds. **Environmental Pollution**, v. 140, n. 1 p. 95-101, Mar 2006.

WANG, L.; LI, Y.; CHEN, P.; MIN., M.; CHEN, Y.; ZHU, J.; RUAN, R. R. Anaerobic digested dairy manure as a nutrient supplement for cultivation of oil-rich green microalgae *Chlorella* sp. **Bioresource Technology**, v. 101, n. 8, p. 2623-2628, Apr 2010b.

WIDJAJA, A.; CHIEN, C. C.; JU,Y. H. Study of increasing lipid production from fresh water microalgae *Chlorella vulgaris*. **Journal of the Taiwan Institute of Chemical Engineers**, v. 40, n. 1, p. 13-20, Jan 2009.

ANÁLISE DOS CUIDADOS COM RESERVATÓRIOS DOMICILIARES NO MUNICÍPIO DE PEDRA LAVRADA – PB

Joyce Aristércia Siqueira Soares[1]
Layana Dantas De Alencar[2]
Maria Cesar Vasconcelos Galdino Silva[3]
Sandra Carla Souto Vasconcelos[4]

Resumo

As propriedades da água destinada ao consumo humano devem ser devidamente adequadas para a preservação da saúde e qualidade de vida da população, e para que isso aconteça não apenas o tratamento realizado pelas redes de esgoto é suficiente, é ainda necessário que se faça o adequado armazenamento da água. Por este motivo é que os reservatórios domiciliares surgem como fator determinante para a preservação de uma boa qualidade de água potável nas residências. Com a pesquisa, objetivou-se investigar qual o conhecimento e as atitudes em uma amostra populacional de 30 (trinta) residências da cidade de Pedra Lavrada-PB, analisando os cuidados tomados nos reservatórios residenciais de água, referentes à finalidade e a periodicidade da limpeza dos mesmos. Para a consecução dos objetivos utilizou-se como método a aplicação de questionário composto por 4 (quatro) dimensões. Os dados colhidos foram analisados através do programa SPSS 10.0. Os resultados mostraram que 100% dos entrevistados conheciam a finalidade dos reservatórios e que surpreendentemente a grande maioria, 76,67% realizava a limpeza periódica semestral. Apesar de 100% saberem da necessidade da limpeza dos reservatórios, 56,67% justificaram não fazê-la devido aos seus difíceis acessos. Os resultados demonstram, portanto, que os hábitos da população vêm se adequando aos cuidados necessários à manutenção da qualidade da água. A amostra populacional satisfatoriamente confirma o conhecimento sobre a finalidade dos reservatórios domiciliares e a importância da higienização e manutenção periódicas. No entanto, é de extrema importância a realização de campanhas de informação e esclarecimento para evitar a deterioração da qualidade da água armazenada nos reservatórios domiciliares diminuindo com isso os riscos de contaminação e proliferação de doenças.

Palavras-chave: água – reservatório – cuidados – limpeza.

Abstract

The properties of water intended for human consumption should be perfectly suited to the preservation of health and quality of life of people, and for that to happen, not just the treatment performed by sewer networks is sufficient, it is still necessary to make the water storage appropriate. For this reason is that household reservoirs appear as a determinant for preserving a good quality of drinking water in homes. The research aimed investigate which the knowledge and attitudes in a populational sample of 30 (thirty) homes in the city of Pedra Lavrada-PB by analyzing the precautions taken in water residential reservoirs, related the purpose and frequency of cleaning thereof. To achieve the objectives was used as method, a questionnaire composed of 4 (four) dimensions, the data collected were analyzed in the SPSS

[1]Graduada em Administração (UEPB); Mestranda no Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais – PPGRN/CTRN/UFCG. E-mail: *joycearistercia@gmail.com*
[2] Graduada em Direito (UFCG); Mestranda no Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais – PPGRN/CTRN/UFCG. E-mail: *layana_dantas@yahoo.com.br*
[3] Graduada em Psicologia (UEPB); Especialista em Saúde Mental (FIP); Mestranda no Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais – PPGRN/CTRN/UFCG. E-mail: *mcvgs@uol.com.br*
[4] Graduada em Engenharia de Produção (UFCG); Mestranda no Programa de Pós-graduação em Recursos Naturais – PPGRN/CTRN/UFCG. E-mail: *sandracsvasconcelos@uol.com.br*

program 10.0. The results showed that 100% of respondents knew of the purpose of the reservoirs and that surprisingly the vast majority, 76.67% performed the periodic cleaning every six months. Although 100% know the necessity of cleaning the reservoirs, 56.67% justified does not do it due to their difficult access. The results demonstrate therefore that the habits of the population has been adapting to the care needed to maintain the water quality. The population sample confirms satisfactorily knowledge about the purpose of the domiciliary reservoirs and the importance of cleaning and periodic maintenance. However, is extremely importance the realisation information campaigns and clarification to prevent deterioration of the quality of water stored in the household reservoirs thereby reducing risks of contamination and spread of disease.

Keywords: water – reservoir – care – cleaning.

1. Introdução

A água é um recurso natural essencial à vida de todas as espécies, sendo utilizada para inúmeras finalidades. Sua existência garante a manutenção dos ecossistemas, bem como a preservação de toda fauna e flora. Neste cenário, o Brasil ocupa um lugar privilegiado pois tem a maior reserva de água doce de todo planeta, possuindo 13,7% de toda reserva mundial (IBOPE, 2006). No entanto, o consumo inconsequente e a falta de infraestrutura ameaçam jogar pelo ralo esse presente da natureza. Com o aumento da população mundial e consequentemente da demanda por captação de águas subterrâneas e superficiais, ocorre uma excessiva pressão sobre o meio ambiente, fortemente representada pela crescente poluição e contaminação dos recursos hídricos, em nível mundial, refletindo num quadro de escassez de água em diversas regiões (ONU, 2007).

Com relação ao consumo desta água, o uso doméstico é o segundo item no ranking de consumo de água no Brasil, representando 21% do consumo total, perdendo apenas para o setor agrícola, com 61%. O brasileiro consome em média 200 litros de água por dia, ultrapassando as medidas recomendadas pela ONU (cerca de 150 l), tendo em vista a sustentabilidade deste recurso. Se pensarmos em termos de uso eficiente da água, esta classificação não representa de forma alguma uma postura consciente frente aos problemas hídricos vivenciados por todos, pois o lugar onde ela mais está sendo desperdiçada é em nossas casas.

Outro fator bastante importante a ser considerado diz respeito à qualidade da água consumida. O Ministério da Saúde através da Portaria nº. 518/04 estabelece os procedimentos e responsabilidades relativos ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Sua qualidade é definida através de padrões e parâmetros físicos, químicos e microbiológicos (BRASIL, 2004). Receber água de qualidade, e em quantidades suficientes para a sua sobrevivência, são direitos de todo cidadão, porém o desperdício de água potável tem sido um grande entrave para o cumprimento deste direito, aliado a falta de fiscalização e implementação de políticas públicas que resultem em controle e gestão mais eficientes neste sentido.

Contudo, apesar da água ser um elemento fundamental para todo ser vivo, ela também pode atuar na difusão de organismos patogênicos. Por esse e outros motivos, todo seu tratamento deve ser rigoroso para que se tenha a garantia da potabilidade da água consumida (ZORSAL e SILVA, 2008). Este processo inicia-se nas centrais de abastecimento e distribuição e estende-se até o interior das residências onde será utilizada. Desta forma, a água destinada ao consumo humano deve ser adequada para a manutenção da saúde e para isso não só o tratamento, mas também o seu armazenamento deve ser realizado de maneira adequada.

Em estudo realizado em Nova Iguaçu-RJ, concluiu-se que não se conhece a qualidade da água dos reservatórios domiciliares, pois mesmo que a água chegue do sistema de

distribuição em acordo com os padrões de potabilidade estabelecidos, no momento de seu consumo já terá sofrido alterações durante o tempo em que permaneceu armazenada na caixa d'agua (D'ÁGILA *et al.,* 2000), demonstrando a extrema importância de se realizar a limpeza e desinfecção de tais reservatórios, visto que apesar da água receber muitos cuidados nas estações de tratamento, a falta de manutenção pode transformar o seu armazenamento em fator deteriorador das características de qualidade obtidas pelas empresas de tratamento e distribuição (ARAGÃO, 2011), passando esses reservatórios a representarem um risco para a saúde de seus usuários.

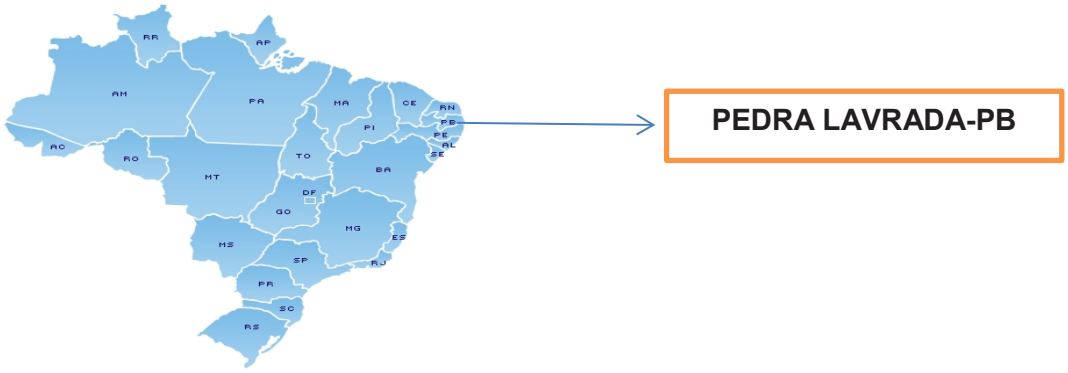
Deste modo, considerando a importância da continuidade em se garantir a qualidade da água para consumo humano no interior das residências, bem como a possibilidade do risco para a saúde de seus usuários diante da má condição de manutenção dos reservatórios domiciliares, buscou-se investigar o conhecimento e atitudes em uma amostra populacional da cidade de Pedra Lavrada-PB, com relação aos cuidados a serem tomados nos reservatórios residenciais de água, referentes à finalidade e a periodicidade de limpeza dos mesmos, através de questionários dirigidos.

2. Material e Métodos

O universo da pesquisa em questão foi a Cidade de Pedra Lavrada por possuir população ainda pequena 3.075 habitantes facilitando assim o estudo em questão.

A amostra para aplicação do questionário foi escolhida de forma aleatória, a única condição para a escolha das residências foi a existência de reservatórios domiciliares. Após esta definição foi aplicado um questionário composto de 4 (quatro) dimensões: I perfil do entrevistado, II Abastecimento de água, III Manutenção e Higiene dos Reservatórios e IV Percepção sobre a qualidade da água e importância dos reservatórios respectivamente divididas em 12 (doze) perguntas objetivas e 2 (duas) perguntas subjetivas com o intuito de avaliar o conhecimento da população quanto a necessidade de manutenção e higienização dos reservatórios domiciliares. Os dados foram analisados através do programa SPSS 10.0.

2.1. Caracterização da Área de Estudo



O município de Pedra Lavrada possui uma área de 391,4 Km^2, distante 232 Km da capital João Pessoa. A mesma situa-se na região centro-norte do Estado da Paraíba, localizada na mesorregião da Borborema e na microrregião do Seridó Oriental da Paraíba. A sede do município apresenta altitude média de 516 m e apresenta coordenadas 06°45'28" de latitude sul e 36°28'15" de longitude oeste.

Segundo dados do IBGE, a população local é de 7.475 habitantes, dos quais 3.075 residem na zona urbana. O município localiza-se na região do polígono das secas, onde períodos de estiagem são constantes. Possui clima Bsh-Semi-árido quente com chuvas de verão. Segundo a divisão do Estado da Paraíba em regiões bioclimáticas o município possui clima 2b-Sub-desértico quente de tendência tropical, com 9 a 11 meses secos. A pluviometria média anual é de 359,4 (Período 1935-1985), de distribuição irregular com 79% de seu total

concentrando-se em 04 meses (FMAM). A temperatura média anual é de 27 C à 28 C. A vegetação é do tipo Caatinga-Seridó.

O município de Pedra Lavrada está situado na região do Polígono das Secas. O município encontra-se inserido nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Piranhas, sub-bacia do Rio Seridó. Seus principais tributários são: o Rio Seridó e os riachos: Cisplatina, Mulungu, Caraibeira, Olho d' Água, do Aterro, Tanquinho, Campinho, Campo Novo, do Feijão e Cubati. O principal corpo de acumulação hídrica foi por algum tempo o açude Tamanduá, o qual não foi suficiente no abastecimento local, tornando evidente a necessidade de outra forma de abastecimento para a cidade, onde em 2002 foi inaugurado o sistema adutora do Cariri.

Existem 1.257 domicílios que usufruem do abastecimento de água encanada. A localização do município é denominada Polígono das Secas, por apresenta um regime pluviométrico marcado por extrema irregularidade de chuvas, no tempo e no espaço. Nesse cenário, a escassez de água constitui um forte entrave ao desenvolvimento socioeconômico e, até mesmo, à subsistência da população. A ocorrência cíclica das secas e seus efeitos catastróficos são por demais conhecidos e remontam aos primórdios da história do Brasil.

2.2. Análise e Discussão dos Resultados

Dimensão I - Perfil dos Entrevistados

Tabela 1 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto ao Sexo:

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Feminino	25	83,33%
Masculino	05	16,67%
Total	30	100%

De acordo com os resultados da tabela 1, pode-se perceber que o sexo feminino predominou no momento da aplicação dos questionários uma vez que, 83,33% dos entrevistados foram mulheres e apenas 16,67% homens.

Tabela 2 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto ao Grau de Escolaridade

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Fundamental Incompleto	08	26,68%
Fundamental Completo	06	20%
Analfabeto	01	3,33%
Médio Completo	10	33,33%
Superior	05	16,66%
Total	30	100%

De acordo com os dados apresentados na Tabela 2, pode-se observar que o grau de escolaridade das pessoas entrevistadas é baixo, uma vez que quase metade dos entrevistados não chegou ao nível médio (cerca de 46%), enquanto que 3,33% não cursou nem mesmo o nível fundamental.

Dimensão II - Abastecimento d'água

Tabela 4 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto a existência de água encanada na residência.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Sim	30	100%
Não	0	0%
Total	30	100%

O resultado da tabela 4 revela que 100% dos entrevistados possuem água encanada em suas residências. Elucidando o que diz a Declaração Universal dos Direitos da água em seu artigo 2º: "O Direito a água é um dos direitos fundamentais do ser humano". Sendo assim, a água potável é um direito que está diretamente ligada a qualidade de vida do homem, uma vez que, a sua falta pode trazer prejuízos a saúde do homem.

Tabela 5 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto ao Tipo de Recipiente em que a água é armazenada.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Caixa d'água	16	56,68%
Cisterna	11	36,66%
Pote	01	3,33%
Tonel	01	3,33%
Outros	00	0%
Total	30	100%

De acordo com os resultados apresentados na tabela 5, pode-se observar que 56,68% dos entrevistados armazenam a água que chega a suas residências em caixas d' água, 36,66% em cisternas e uma parcela de 3,33% em pote e tonel, respectivamente. De acordo com Lima Filho (1978), o armazenamento adequado da água é de extrema importância e que mesmo que o processamento na estação de tratamento de água seja de qualidade se não houver armazenamento adequado a potabilidade da água pode estar comprometida. Verificou-se que a população em questão não utiliza os cuidados necessários para o armazenamento da água, pois muitos deixam seus reservatórios mal fechados e em lugar impróprio, como demonstrado nas figuras a seguir.



Tabela 6 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto à Origem da água utilizada para o consumo Humano.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Cagepa	14	46,67%
Água Mineral	13	43,33%
Outros	03	10%
Total	30	100%

A tabela 6 revela que 46,67% dos entrevistados consomem a água que chega direto da torneira, 43,33% consomem água mineral e os outros 10% consomem água de outras origens não mencionadas. No Brasil, a água mineral foi o produto que mais apresentou crescimento em consumo entre as famílias brasileiras nos últimos trinta anos, ultrapassando 0,32 litros *per capita*/ano em 1974/1975 e alcançando a marca de 18,541 litros em 2002/2003 (PITALUGA, 2006). De acordo com a autora, esse fato deve-se a falta de confiança da população nas empresas que fornecem o abastecimento do recurso hídrico em suas residências.

Tabela 7 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto ao Tipo de recipiente utilizado para armazenar a água usada no consumo Humano.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Caixa d'água	01	3,33%
Cisterna	02	6,66%
Pote	03	10%
Tonel	01	3,33%
Filtro	22	73,35%
Outros	01	3,33%
Total	30	100%

Os resultados da tabela 7 mostram que os recipientes utilizados para o armazenamento da água usada para o consumo humano, em sua grande maioria, são os filtros de barro com uma frequência relativa de 73,35%, o que demostra a preocupação das pessoas com a qualidade da água que consomem. Os filtros domésticos são utilizados com o intuito de melhorar a qualidade da água com finalidade de consumo (GUSMÃO *et. al*, 2003).

Dimensão III - Manutenção e Higiene dos Reservatórios

Tabela 8 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto à manutenção da higiene dos reservatórios.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Sim	28	93,34%
Não	02	6,66%
Total	30	100%

De acordo com os resultados da Tabela 8, pode-se observar que a maioria dos entrevistados tem a preocupação de manter os reservatórios higienizados e apenas 6,66% não têm essa preocupação. De acordo com o Ministério da Saúde (BRASIL, 2000), os níveis de contaminação da água para consumo podem se elevar em virtude das precárias instalações hidráulicas, a falta de manutenção dos reservatórios e a manipulação incorreta da água. O autor enfoca ainda mais essa necessidade de manutenção dos reservatórios com o intuito de não comprometer a qualidade da água e consequentemente a saúde das pessoas que a consomem.

Tabela 9 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto à periodicidade de limpeza dos reservatórios.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Semestral	23	76,67%
Anual	03	10%
2anos ou mais	04	13,33%
Total	30	100%

A tabela 9 mostra que a periodicidade de limpeza dos reservatórios é bastante satisfatória, uma vez que 76,67% dos entrevistados têm o cuidado com a manutenção e higienização dos mesmos semestralmente. 10% fazem essa manutenção anualmente e 13,33% a cada 2 anos ou mais. De acordo com esses dados pode-se perceber que ainda existe uma necessidade de conscientização da população quanto à importância de manter os reservatórios higienizados periodicamente, corroborando com Lima Filho (1978) e Drewes (2000) quando dizem que a não conscientização da população é um dos motivos pelos quais essa limpeza não é feita colocando a saúde das pessoas em risco.

Tabela 10 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto aos motivos pelos quais não é feita a limpeza no reservatório periodicamente.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Difícil Acesso	17	56,67%
Não sabia da necessidade	0	0%
Outros	13	43,33%
Total	30	100%

De acordo com os resultados percebe-se que o difícil acesso aos reservatórios ainda é um dos obstáculos que impedem a higienização dos mesmos representando quase 57% dos entrevistados. 43,33% não responderam o porquê de não realizarem essa limpeza, revelando a necessidade de informação a estas pessoas quanto ao risco de contaminação da água em virtude da má manutenção dos reservatórios. Bjornsesn (1998) e Bates (2000) alertam que quando não existe manutenção da higienização, os reservatórios acabam se tornando um vilão deteriorador da qualidade da água e consequentemente da saúde das pessoas.

Tabela 11 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto ao conhecimento da necessidade de limpeza periódica dos reservatórios.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Sim	30	100%
Não	0	0%
Total	30	100%

De acordo com os resultados 100% dos entrevistados conhecem a necessidade de manutenção e higienização dos reservatórios, apesar de alguns não praticarem essa higienização (Tabela 10). Os hábitos e costumes relacionados com a higienização estão diretamente relacionados com a cultura de cada sociedade. No Brasil essa cultura tem suas raízes nos hábitos dos povos indígenas como, por exemplo, os banhos diários e lugares específicos para a disposição de excrementos. Sendo assim, de acordo com Rezende e Heller (2002) a relação entre saneamento e saúde já era demonstrada no modo de vida dos povos indígenas.

Dimensão IV - Percepção sobre a qualidade da água e importância dos reservatórios

Tabela 12 - Frequência Absoluta e Relativa dos entrevistados quanto a percepção que eles têm a respeito da qualidade da água que recebem em suas residências.

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Ótima qualidade	18	60%
Boa	11	36,67%
Média	01	3,33%
Ruim	0	0%
Péssima	0	0%
Total	30	100%

Quando perguntados sobre a qualidade da água que chega às residências, 60% dos entrevistados responderam que consideram de ótima qualidade e quase 40% disseram que é uma água de boa qualidade. Quando indagados porque consideravam de ótima e de boa qualidade, a grande maioria respondeu que "a água chegava a suas torneiras já tratada", e outra parcela respondeu que "é melhor do que não ter". Os depoimentos demonstram que a percepção dos moradores acerca da qualidade da água recebida em suas residências está associada aos seus aspectos físicos, bem como à confiabilidade empregada na empresa de abastecimento local, visto que a maioria da população entrevistada consome água direto da torneira (Tabela 6), resultados também encontrados por Rocha *et.al.* (2000) e Silva *et.al.* (2009) em pesquisas que abordam este tema e verificados nas falas a seguir:

> *"Porque aparentemente tem todas as características de uma água limpa e tratada" (Empresária/Superior completo); "Porque é bem tratada. O homem da Cagepa vem até aqui e bota água em um vidrinho para fazer análise" (Agricultora/Fund. completo).*

Tabela 13 - Importância do reservatório de Água

	Frequência Absoluta	Frequência Relativa
Elevada importância	30	100%
Alguma importância	00	0%
Nenhuma importância	00	0%
Total	30	100%

De um modo geral quando foram perguntados sobre a importância dos reservatórios, os entrevistados responderam que o reservatório é importante para prevenir a falta de água, uma vez que a água não chega regularmente em suas residências, percepção explicitada nos depoimentos que se seguem:

> *"Na região em que vivemos é essencial, devido a constante falta de água" (Sup. Completo); "Com certeza é muito importante, porque se faltar água tem uma reserva" (Ens. médio completo); "Importante em tudo, é o que tenho de mais importante em minha casa" (Fund. Incompleto).*

3. Conclusões

Os indivíduos entrevistados encontram-se, em sua maioria, inseridos em uma classe de escolaridade relativamente baixa, o que está intimamente ligado com as ocupações descritas pelos mesmos. Em toda a amostra evidenciou-se que todas as residências possuem água encanada, armazenada em caixas d'água e em cisternas.

A água consumida, em maioria, é retirada diretamente das torneiras. O que não se tem certeza é se a qualidade da água fornecida pela Companhia de Abastecimento de Água do local é confiável em termos de saúde pública. No entanto, a maior parte dos entrevistados demonstrou grande confiabilidade na empresa de abastecimento, ao consumir a água sem

nenhum tratamento preventivo (fervura, filtros, dentre outros). Em contrapartida, boa parte da população estudada utiliza (43%) a agua mineral como principal fonte de consumo, evidenciando-se a preocupação da população com os riscos que podem estar presentes no consumo da água de suas residências.

A amostra populacional em comento demostra satisfatoriamente conhecer a finalidade dos reservatórios domiciliares e a importância da higienização e manutenção periódicas. Os indivíduos de forma geral veem os reservatórios de água como principal meio de armazenamento e solução para uma provável situação emergencial, como por exemplo, a falta d'água no município, atribuindo-lhes grande importância. Contudo, ratifica-se que os cuidados necessários não estão sendo tomados, pois de acordo com a maior parte dos entrevistados o difícil acesso aos reservatórios de água tem impedido a efetividade dos cuidados referentes à limpeza dos mesmos.

Demostra-se com isso a extrema necessidade de se dar a essas pessoas as informações indispensáveis à correta manutenção e limpeza dos reservatórios de água a fim de se evitar os riscos de contaminação da água e proliferação de doenças em virtude da má utilização dos reservatórios.

A vigilância constante da qualidade da água destinada ao consumo humano traduz uma ação imprescindível para a saúde humana. A ampliação das informações e das ações destinadas ao monitoramento da qualidade da água comporta à elaboração de políticas públicas objetivando o acesso a água de qualidade.

Hodiernamente se tem uma preocupação constante com o desenvolvimento dessas políticas públicas direcionadas a saúde humana e a prevenção de doenças que estão intimamente ligadas ao acesso e utilização da água. Assim sendo, programas de educação referentes a como se dá o uso saudável e seguro dos meios de abastecimento de água se tornam extremamente importantes em virtude de uma melhor qualidade de vida e saúde da população.

Referências

ARAGÃO, F.I. **Reservatórios domiciliares de Porto Alegre**: análise das características da qualidade da água. Trabalho de Diplomação do Departamento de Engenharia Civil, Universidade Federal do Rio Grande do Sul. Porto Alegre: 2011, 85f.

ANVISA – **Agência de Vigilância Sanitária.** Disponível em: http://www.anvisa.gov.br/divulga/public/alimentos/cartilha_gicra.pdf.

BATES, A. J.Water as consumed and its impact on the consumer - do we understand the variables? **Food Chem. Toxicol.**, v. 38, p. 29-36, 2000.

BJÖRNSEN, G.; GIMBEL, R. A.; SPANGENBERG H. A concept for an integrative consideration of the drinking water and wastewater/sewage management.**Wat. Sci. Technol.**, v. 37, p. 333-341, 1998.

BRASIL. Ministério da Saúde. Portaria nº. 518 de 23 de março de 2004. Estabelece os procedimentos e responsabilidades relativas ao controle e vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, e dá outras providências. **Diário Oficial da União,** Brasília, DF, 26 mar. 2004. nº 59, Seção I, p. 266-270

D'ÁGILA, P.S.; ROQUE, O.C.C.; MIRANDA, C.A.S.; FERREIRA, A.P. Avaliação da qualidade de água para abastecimento público do Município de Nova Iguaçu-RJ. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, 16(3):791-798, jul-set, 2000.

Declaração Universal dos Direitos da àgua http://www.ibge.gov.br/ibgeteen/datas/agua/declaracao.html. Acesso em 09.09.2012.

DREWES, J. E.; FOX, P. Effect of drinking water sources on reclaimed water quality in water reuse systems. **Water Environ. Res.**, v. 3, p. 353-362, 2000.

GUSMÃO, P.T.R.; ARAGÃO, J.M.S.; MAGALHÃES, J.K.M. *Filtro doméstico*: Avaliação de sua eficácia e eficiência na remoção de agentes patogênicos. In: Congresso da Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Joinville: 2003. *Anais...* Rio de Janeiro: ABES, 2003.

IBOPE - Instituto Brasileiro de Pesquisa de Opinião Pública e Estatística. WWF-BRASIL. **Águas no Brasil: a visão dos brasileiros,** 2006. Disponível em: http://www.wwf.org.br/informacoes/bliblioteca/?5960.

LIMA FILHO, R. A. **Reservatório domiciliar:** Aspectos de sua influência na qualidade da água. 1978,92 f. Dissertação. (Mestrado em Hidráulica e Saneamento)- Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, 1978.

PITALUGA, C. M. *Análise dos fatores que influenciam o consumo de água mineral*. 2006. 145 f. Dissertação (Mestrado) - Departamento de Economia e Administração, Universidade Federal de Mato Grosso, Campo Grande, 2006.

Organização das Nações Unidas (ONU). **Coping with water scarcity**: challenge of the twenty first century. Roma, 2007. 29p.

ROCHA, M.; RODRIGUES, L.S.; COSTA, C.C.; OLIVEIRA, C.R.; SILVA, I.J.; JESUS, E.F.M.; ROLIM, R.G. Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, Brasil, 1999-2000. **Cadernos de Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 22, p. 1967-1978, set. 2006.

SABESP – **Companhia de Saneamento Básico do Estado de São Paulo**. Disponível em: http://site.sabesp.com.br/site/interna/Default.aspx?secaoId=142

SILVA. S.R.; HELLER, L.; VALADARES, J.C.; Cairncross, S. O cuidado domiciliar com a água de consumo humano e suas implicações na saúde: percepções de moradores em Vitória (ES). **Rev. Eng Sanit Ambient**, v.14, n.4, out/dez 2009. Pag. 521-532.

ZORZAL, S.; SILVA, S.R. O Uso do Reservatório de Água Domiciliar: Um Estudo no Bairro Ilha das Caieiras, em Vitória – Es. **Centro Federal de Educação Tecnológica do Espírito Santo.** III Jornada de Iniciação Científica do Cefetes e I Jornada de Iniciação em Desenvolvimento Tecnológico e Inovação, Vitória-ES, 23-24/10/2008.

ANALISE DE SANEAMENTO BASICO EM BAIRROS DE CONCEIÇAO DO ARAGUAIA-PA

Kacieny Sousa Oliveira[1], Jhesse Alves Tavares[2], Vanessa Gomes Monterio[3] e Marcio Aparecido da Costa[4]

[1,2, 3,4] Graduandos do Curso de Tecnologia em Gestão Ambiental, IFPA – Campus Conceição do Araguaia-Pa; kacieny_sousa@hotmail.com.br, scorpion_jat@hotmail.com.br, ness_gomesmont@hotmail.com.br e marcio_costa91@hotmail.com.br

Resumo

O presente trabalho trata de uma analise quantitativa e qualitativa sobre o abastecimento de água, sistema de esgotamento sanitário e resíduos sólidos em dois bairros do município de Conceição do Araguaia-PA, especificamente os bairros Setor Universitário e Vila dos Pescadores, visando diagnosticar os principais problemas e reclamações existentes nesses dois bairros referente serviços de saneamento básico prestado pelo município.

Palavras-chave: saneamento básico, esgoto.

INTRODUÇÃO

Os serviços públicos de saneamento básico englobam os serviços cuja natureza seja o abastecimento de água, o esgotamento sanitário, o manejo de resíduos sólidos e o manejo de águas pluviais.

O abastecimento de água e a destinação da água fornecida pelos serviços prioritariamente para o consumo humano, a higiene doméstica, dos locais de trabalho de convivência social e, secundariamente, como insumo ou matéria prima para atividades econômicas e para o desenvolvimento de atividades recreativas ou de lazer, a garantia do abastecimento em quantidade suficiente para promover a saúde pública e com qualidade (PNSB, 2005, p. 33).

A rede de esgoto tem função de levar para longe das casas a água suja. Portanto, a rede de esgotos pode proteger a população de uma cidade contra doenças que se transmitem pela água.

A coleta de resíduos sólidos e a garantia do manejo dos resíduos sólidos de forma sanitária e ambientalmente adequada, a fim de promover a saúde pública e prevenir a poluição das águas superficiais e subterrâneas, do solo e do ar.

O trabalho pretende desenvolver análises em torno do saneamento básico tendo como referência o município de Conceição do Araguaia, apresentando a realidade do sistema de abastecimento de água, esgotamento sanitário e o gerenciamento de resíduos sólidos que se encontram em condições inadequadas.

Tomou-se conhecimento do índice da principal fonte de abastecimento de água, do serviço prestado pela companhia do município, das principais reclamações dos moradores mediante o serviço público, da importância da analise da água nas residências, da possibilidade de fontes alternativas e de pessoas que já contraíram doenças de veiculação hídrica.

Para tanto foi identificado os tipos de sistema de esgotamento sanitário, a existência de coleta de resíduos sólidos, a frequência dessa coleta pelo serviço público, o tipo de transporte dos resíduos sólidos, a opinião dos moradores quanto a coleta de lixo em suas residências e o serviço, de limpeza pública da cidade.

OBJETIVO GERAL

Diagnosticar os serviços de abastecimento de água, sistema de esgotamento sanitário e resíduos sólidos no munícipio de Conceição do Araguaia, especificamente os bairros Vila dos Pescadores e Setor Universitário.

OBJETIVO ESPECÍFICO

Analisar os principais problemas e reclamações existentes nos seguintes bairros Vila dos Pescadores e Setor Universitário referente serviços de saneamento básico prestado pelo município.

METODOLOGIA

A pesquisa foi realizada por meio de questionário, que embasou a pesquisa de campo, cujos dados foram analisados quanti-qualitativamente.

Do universo de 151 famílias, sendo que 57 são moradores do bairro Vila dos Pescadores e 94 dos entrevistados são do Setor universitário. Os informantes foram entrevistados em suas próprias residências, no dia e horários marcados pela equipe, para os quais aplicamos um roteiro com perguntas abertas, que ao final forneceram informações pertinentes para este trabalho de pesquisa.

Com o intuito de conhecer a realidade de Conceição do Araguaia com relação ao sistema abastecimento de água, esgotamento sanitário e manejo de resíduos em ambos os bairros, foi constituído uma amostra, a partir de um levantamento prévio, junto aos moradores dos bairros, Vila dos Pescadores e Setor Universitário, aplicando um questionário com sete questões sobre o abastecimento de água, três direcionadas ao sistema de esgotamento sanitário e cinco voltadas para a coleta de resíduos sólidos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Segundo as pesquisas mostram que a principal fonte de abastecimento de água dos bairros é a rede pública, constatando que na Vila dos Pescadores de 57 residências 93% são abastecidas pela rede pública e 19% são fontes alternativas, no Setor universitário de 94 residências 81% é abastecida pela rede pública e 7% das famílias utiliza fonte alternativa.

Também mostra pesquisa que na vila dos pescadores 32% dos entrevistados acha o serviço de abastecimento de água ruim, equivalente a 18 famílias, 17% acha o serviço bom equivalente a 10 famílias e 51% acha o serviço regular equivalente a 29 famílias, no setor

universitário 43% acha o serviço ruim equivalente a 33 famílias, 16% acha o serviço bom equivalente a 12 famílias e 41% acha o serviço regular equivalente a 31 famílias.

Sobre as principais reclamações do serviço público de abastecimento de água. Teve-se os seguintes resultados, na vila dos pescadores cerca de 48 famílias reclamam da qualidade da água equivalente a 84%, 8 famílias reclamam da falta de água que equivale a 14% e 2% que equivale a 1 família reclama do valor da tarifa, no setor universitário 71% das famílias entrevistadas que equivale a 67 residências reclamam da qualidade da água, 24% reclamam da falta d'água cerca de 22 famílias e 5% reclamam do valor da tarifa cerca de 5 famílias.

Nesta analise mostra que da água das residências entrevistadas, a maior parte dos moradores de ambos os bairros principalmente os do Setor Universitário não se preocupa em fazer a analise da água para constatar se água fornecida da rede pública está contaminada ou não, sendo que na vila dos pescadores 74% das residências não fazem a analise da água cerca de 42 famílias e 26% das residências faz a analise da água, no setor universitário 97% não faz a analise da água cerca de 91 famílias e somente 3% já fez a analise da água de sua residência cerca de 4 famílias, o mesmo observa-se nas residências que são abastecidas de fonte alternativa (poço). E com relação às de fonte alternativa, os poços estão na média de 15 a 25m de profundidade.

No bairro Setor Universitário de 94 entrevistadas contatou-se que havia 67% dos poços mediam 15m de profundidade cerca de 5 famílias, 28% mediam cerca de 2 famílias e 5% mediam 25m cerca de 1 família. Já na vila dos Pescadores em que os entrevistados foram 57 residências em que a fonte alternativa foi apenas 75% que possuem poços com profundidade de 15 m cerca de 8 famílias e 25% mediam 20 m cerca de 7 famílias.

Nestes dados pode ser observado à porcentagem da quantidade de pessoas que já contraíram doenças por veiculação hídrica. Segundo o relato dos moradores entrevistados. Constatou-se que na vila dos pescadores cerca de 91% das famílias dizem que não contraíram doença por veiculação hídrica equivalente a 52 famílias e 9% já contraíram doença através da água equivalente a 5 famílias, no setor universitário a maior parte das pessoas entrevistadas diz que ninguém da sua família ainda não tinha contraído doença por veiculação hídrica cerca de 94% equivale a 88 famílias.

SISTEMA DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO

Segundo a Politica Nacional de Saneamento Básico de 16 de maio de 2005, sobre o sistema de esgotamento sanitário, as empresas estaduais operam cerca de 14% dos municípios. Os municípios são responsáveis pela demanda restante, sendo irrelevante a participação da iniciativa privada nestes serviços. Nas analises sobre o tipo de sistema de esgotamento sanitário existente no município de Conceição do Araguaia nos respectivos bairros Vila dos Pescadores e Setor Universitário. Os daos apresenta que na vila dos pescadores 82% cerca de 46 famílias tem sistema de esgotamento individual e 18% tem sistema de esgotamento coletivo cerca de 10 famílias, no setor universitário 91% dos moradores despõe do sistema de esgotamento individual cerca de 86 famílias e 9% tem sistema coletivo cerca de 8 famílias.

Nos dados a seguir apresenta a porcentagem do tipo de tratamento no caso dos sistemas individuais. Nos respectivos bairros Vila dos Pescadores cerca de 90% dos moradores não tem problema com a fossa que equivale a 47 famílias, 6% tem problema com meu cheiro da fossa cerca de 3 famílias e 4% tem outros tipos de problemas cerca de 2 famílias, no Setor Universitário 95% dos entrevistados admite não ter problemas com a fossa de sua residência cerca de 89 famílias e 5% das pessoas entrevistadas diz ter mau cheiro na fossa de sua residência cerca de 5 famílias.

SISTEMA DE RESIDUOS SÓLIDOS

Quanto ao sistema de tratamento dos resíduos sólidos segundo a Política de nacional de Saneamento (P.N.S.) de 2005, especificamente o Art. 2º paragrafo VI, VII a e b, considera-se serviços públicos de esgotamento sanitário a coleta, o transporte, o tratamento, e a disposição final de esgotos sanitários, incluindo os efluentes industriais compatíveis, bem como de lodos e de outros resíduos do processo de tratamento; serviços públicos de manejo de resíduos sólidos como a coleta, o transbordo e transporte, a triagem para fins de reuso ou reciclagem, o tratamento, inclusive por compostagem, e a disposição final de resíduos sólidos domiciliares, assemelhados e provenientes da limpeza pública.

Nos dados seguintes define se há coleta de resíduos sólidos por parte do município nos bairros Vila dos Pescadores e Setor Universitário. Nos respectivos bairros já citados, 100% residências dispõe de coleta de resíduos sólidos por parte do município cerca de 151 entrevistados, porém todos sem tratamento. A coleta dos resíduos sólidos é feito pelo serviço publico do município. Segundo a frequência registradas nas analises, no bairro vila dos pescadores cerca de 81% dos entrevistados diz que a coleta de lixo acontece semanalmente equivale a 46 das residências, 12% diz que acontece diariamente cerca de 7 famílias e 7% outros diz que a coleta e feita de 15 a 30 dias cerca de 4 famílias, no setor universitário cerca de 93% dos moradores diz que a coleta e feita semanalmente equivale a 87 famílias, 5% diz que a coleta acontece diariamente cerca de 5 entrevistados e cerca de 2% outros diz que a coleta dos resíduos demora de 15 a 30 dias equivale a 2 famílias.

Nos dados seguintes, mostra a forma de transporte desses resíduos sólidos. Na vila dos pescadores 54% do lixo residencial é transportado pelo caminhão compactador cerca 31 famílias, cerca de 26 famílias diz que 46% da coleta de lixo é feita pelo caminhão basculante, e no Setor Universitário 80% desses resíduos domésticos é coletado pelo caminhão basculante cerca de 75 famílias, 20% da coleta é feita pelo caminhão compactador cerca de 19 entrevistados e 0% os demais em ambos os bairros.

Nas analises a seguir mostram a opinião dos moradores na questão da coleta dos resíduos domésticos feita pelo município. Na vila dos pescadores 49% dos moradores acham o serviço de coleta de lixo regular cerca de 28 famílias, 47% acham o serviço ruim cerca de 27 famílias e 4% acha o serviço bom cerca de 2 famílias, porem no Setor Universitário uma significativa parte dos moradores acham o serviço da coleta dos resíduos sólidos bom cerca de 31% que equivale a 29 famílias, 49% acha o serviço regular cerca de 46 famílias, 16% acham o serviço ruim cerca de 15 famílias e 4% acha o serviço público excelente cerca de 2 famílias.

Os seguintes dados mostra a opinião dos moradores de ambos os bairros em relação ao serviço de limpeza pública da cidade no geral. Os moradores entrevistados do bairro Vila dos Pescadores acham o serviço de limpeza pública regular cerca de 44% que equivale a 25 casas entrevistadas, 46% acha os serviços prestados ruim cerca de 26 residência e 10% acham o serviço público bom cerca de 6 famílias. No Setor Universitário

41% dos entrevistados acham o serviço público regular cerca de 39 famílias, 33% acham o serviço bom cerca de 31 famílias e 26% acham o serviço de limpeza pública ruim cerca de 24 famílias.

Nas fotografias tiradas durante a pesquisa mostra que o lixo e resto de construção jogado na rua pelos próprios moradores e a erosão do solo devido a época das chuvas, criando um buraco nas laterais da rua e arrastando todos esses sedimentos em direção ao rio. Também foi registrada uma construção sendo feita as margens do Córrego do Emerêncio, violando a área de proteção aos mananciais conforme o previsto no inciso V do art. 16 da Lei no 8.080, de 19 de setembro de 1990. Resíduos jogado a céu aberto podendo acarretar doenças prejudiciais a saúde do homem.

CONCLUSÃO

1. Atualmente no município de Conceição do Araguaia nos bairros Vila dos Pescadores e Setor Universitário, em relação ao sistema de abastecimento de água, ambos os bairros ainda dependem do sistema da rede pública, a maior parte dos moradores entrevistados classifica o serviço de abastecimento de água regular a principal reclamação e devido à qualidade da água fornecida e no geral ninguém faz a analise da água de sua residência e nunca contraíram doença por veiculação hídrica.

2. O sistema de esgotamento sanitário no geral é individual e sem tratamento adequado, a maioria das residências possui sumidouro, as fossas encontradas não tinham nenhum tratamento, não apresentava problemas em relação ao mau cheiro.

3. O sistema de resíduos sólidos é feito pela prefeitura, toda semana através do caminhão compactador e o caminhão basculante, no geral os moradores acham o serviço de coleta de lixo regular, assim como a limpeza publica da cidade.

REFERÊNCIAS

CNBB. *Água, Fonte de Vida: Texto-base da CF-2004.* São Paulo:Salesiana, 2003.

Ministério das cidades. *Sistema Nacional de Informações sobre Saneamento - SNIS*. Disponível em: http://www.pmss.gov.br. Acesso em: 07 de maio de 2011.

IBGE. *Pesquisa Nacional de Saneamento Básico PNSB*. Disponível em: http://www.ibge.gov.br/home/.../noticia_visualiza.php?id...1.Acesso em: 17 de maio de 2011.

BALANÇO HÍDRICO DE UM CULTIVO DE CANA-DE-AÇÚCAR EM RIO LARGO – ALAGOAS

Klebson Santos Brito[1], Iêdo Teodoro[2], José Leonaldo de Souza[2], Carlos Alberto Vieira de Azevedo[3]

[1] Engenheiro Agrônomo, Mestrando em Engenharia Agrícola CTRN/UFCG, klebsombrito@yahoo.com.br. (82)9669-3859

[2] Laboratório de Agrometeorologia e Radiometria Solar - LARAS, UFAL, Maceió – AL, (82)3214-1360

[3] UAEAg/UFCG – Campina Grande-PB

Resumo

O presente trabalho tratou da dinâmica dos processos agrometeorológicos em cultivos de cana-de-açúcar em Alagoas, no qual enfatizou-se o balanço de água. Para o balanço de água segui-se o princípio de Thornthwaite & Mather (1956), com as variáveis de entrada, precipitação pluvial (P), evapotranspiração de referência (ETo) e capacidade de água disponível (CAD). A evapotranspiração da cultura (ETc) foi determinada utilizando-se a ETo e o coeficiente de cultura (Kc) único, conforme descrito no Boletim FAO 56 (Allen et al., 1998). Assim, o balanço hídrico realizado em período decendial produziu o armazrenamento de água no solo (ARM), a alteração do armazenamento (ALT), a evapotranspiração real (ETR), deficiência hídrica e excesso de água, no ciclo da cana planta. observações a cerca da relação existente entre o desenvolvimento da cana-de-açúcar e sua necessidade hídrica no ciclo de cana planta ou primeira folha, indicou uma deficiência hídrica na fase inicial de desenvolvimento da cultura. No período de excesso de água houve um somatório de 640 mm e ocorreu entre o 24° e o 34° decêndio. A partir dos resultados, é possível orientar agricultores de cana-de-açúcar acerca do manejo adequado da água, evitando assim, prejuízos econômicos e ambientais.

Palavras-chave: balanço de água, precipitação, cultivo de cana-de-açúcar.

INTRODUÇÃO

Aproximadamente 1,5 bilhão de toneladas por ano, é a produção mundial de cana-de-açúcar(*Saccharum spp*.) que corresponde aos países em desenvolvimento da América Latina, África e do Sudeste Asiático. O Brasil (líder mundial de produção de cana) produziu na safra 2008/2009 cerca de 569 milhões de toneladas, sedo que dessa produção, cerca de 90% foi obtida na região Centro-Sul, e, 10% na região Nordeste (Unica, 2010).

A necessidade hídrica da cultura nos Tabuleiros Costeiros de Alagoas aproxima-se de 4,9 mm dia^{-1} e total 1.797 mm por ano (Teodoro *et al*., 2009). A produtividade de cana nessa região é influenciada por condições ambientais, técnicas agrícolas, período de plantio, cultivares, entre outros. Normalmente, a produtividade dessa planta apresenta uma redução com o decorrer dos ciclos de cultivo (cana-planta, cana-soca e segunda soca). Por esses motivos, o requerimento hídrico da cultura da cana-de-açúcar apresenta grandes variações entre as regiões de produção (Silva *et al*, 2009).

A relação entre a evapotranspiração, distribuição de água e rendimento da cultura demonstra os resultados do uso da água para os fins agrícolas (Teixeira *et al.*, 2007). Dentre os fatores climáticos inter-relacionados com a produtividade da cana-de-açúcar, a disponibilidade hídrica é tida como o mais importante (Teramoto, 2003).

Mesmo com precipitações acima da média, na região canavieira de Alagoas, o estresse hídrico continua sendo o principal fator limitante devido à distribuição desuniforme, ocorrendo um excedente no outono-inverno onde a precipitação corresponde a 70% do total anual e uma deficiência na estação da primavera-verão (Souza, *et al*., 2003).

Diante do suposto é de fundamental importância a elaboração de um balanço hídrico, claro e preciso.

Buscou-se estudar o balanço de água em cultivos de Cana-de-açúcar na região dos tabuleiros costeiros de Alagoas para subsidiar um manejo de irrigação mais eficiente. enfatizou-se o balanço hídrico proposto por Thornthwaite *et al* (1956).

MATERIAL E MÉTODOS

Foi feito o uso de observações, tratamento e análise de dados de precipitação pluvial e evapotranspiração. O uso do coeficiente da cultura conforme descrito por Allen *et al* (1998) teve preferência para o fechamento do balanço hídrico. Os dados de precipitação pluvial e evapotranspiração de referência para execução deste trabalho foram obtidos na estação meteorológica do centro de ciências agrárias e no laboratório de agrometeorologia e radiometria solar LARAS/ UFAL.

As fases fenológicas foram divididas em 1, 2, 3, 4, e, significam respectivamente fase inicial, crescimento, intermediária e maturação ou final, segundo o modelo proposto pelo boletim da FAO (Allen *et al*, 1998). Definiu-se que o cultivo de cana planta (1ª folha) teve a fase inicial com 44 dias, a fase de crescimento com 62 dias, a fase intermediária 94 dias e a fase de maturação 124 dias. A cana em primeira socaria (2ª folha) ficou com a duração em dias das fases fenológicas como: fase inicial 35 dias, crescimento 59 dias, intermediária 209 dias, maturação 70 dias. A cana de segunda soca (3ª folha) teve na fase inicial 36 dias, crescimento 60 dias, intermediária 209 dias e maturação 71 dias.

A evapotranspiração da cultura (ETc), foi definida como:

$$ETc = ET0 \cdot Kc$$

Em que Kc é o coeficiente de cultivo ajustado a cada decêndio com os valores na fase inicial (fase 1) 0.8, fase média estação 1.2 e fase final(maturação) 0.3. A ETo foi calculada pelo método de Penmam Monteith FAO (Smith, 1991) maiores Detalhes constam em (TEODORO, 2003).

O balanço hídrico foi realizado utilizando o método de Thornthwaite *et al* (1956). onde se entra com os valores de evapotranspiração de referência (ETo), precipitação (P) e capacidade de água disponível(CAD)com valor de 60 mm, dado obtido devido a fatores e condições locais. Assim, se processa para obter o armazenamento (ARM), alteração (ALT), deficiência (DEF) e excesso (EXC) em cada período decendial (10 dias).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A cana-de-açúcar tem seu período de desenvolvimento dividido em quatro fases fenológicas representadas nos gráficos como 1, 2, 3, 4, significam respectivamente fase inicial, crescimento, intermediária e maturação ou final, segundo o modelo da FAO (Allen et al, 1998) como já se especificou anteriormente.

A Figura 1 representa o acumulo da precipitação pluvial nos ciclos de cultivo de cana-de-açúcar, nas quatro fases fenológicas. Constata-se que a precipitação pluvial alcançou nível mais elevado no ciclo de segunda soca no ano (2008), ocasião em que a cultura se encontrava em fase intermediária. Já, na quarta fase fenológica, aconteceu exatamente o contrario, pois a planta de segunda soca foi a que menos recebeu água da chuva. A fase intermediária de desenvolvimento da cultura estudada compreende o período de maior incidência de chuva na região onde se instalou o experimento.

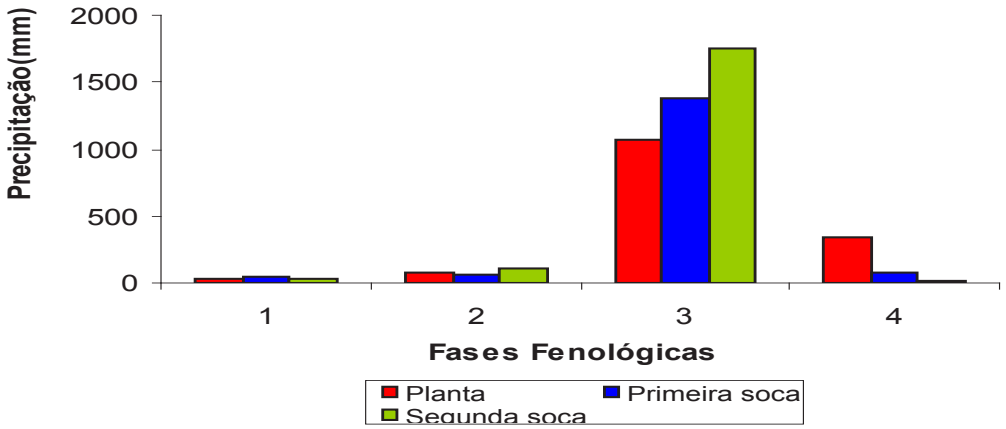


Figura 1. Precipitação pluvial em cada ciclo (planta, primeira soca, segunda soca) da cana-de-açúcar nas quatro fases fenológicas (1 - Inicial; 2 - Crescimento; 3 - Intermediária; 4 - Final).

Na fase final de desenvolvimento da cultura nos três ciclos de cultivo da cana-de-açúcar, com exceção da cana planta os valores de P foram baixos. Os valores decrescem de cana planta a segunda soca. O contrário se observa na fase 3 (três) de desenvolvimento da cultura pois seus valores de precipitação crescem de cana planta até segunda soca.

A Figura 2 deixa claro a relação que ouve entre a evapotranspiração de referência (ETo) e as fases fenológicas da cultura nos seus ciclos de cultivo. Na fase inicial os valores de ETo estiveram muito próximos, nos três ciclos de cultivo. O comportamento da ETo na fases 1 e 2 foi bem parecido pelo dinamismo dos valores nos três ciclos da cana-de-açúcar, embora tenha assumido valores diferentes nestas duas fases.

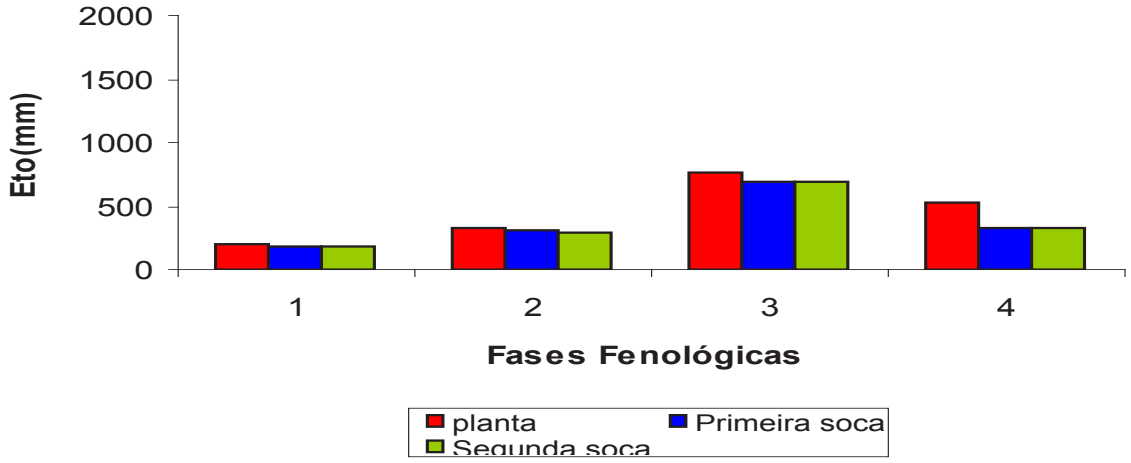


Figura 2. Evapotranspiração de referência (ETo) em cada ciclo (planta, primeira soca, segunda soca) da cana-de-açúcar das variedades RB em suas fases inicial, crescimento, intermediária e maturação.

A ETo na fase inicial apresentou 207,59 mm em cana planta, seguida de 189,22mm, em primeira soca e 180,8 mm em segunda soca. Alcançando nível máximo no período de janeiro a julho durante os três anos de cultivo da cana-de-açúcar, e, esse período coincide com a fase de desenvolvimento intermediário da cultura. Para a região estudada é o período de máxima precipitação pluvial. Durante todo o ano os índices evaporimétricos e traspirométricos são elevados para a região, com isso, a cultura eleva sua demanda hídrica nos meses mais quentes e secos. Neste caso se faz necessário o uso de irrigação suplementar para minimizar os danos a cultura, advindos do estresse hídrico.

Buscando-se melhor explicar as interações desses fatores meteorológicos como pluviosidade(P), evapotraspiração de referência (ETo), evapotranspiração da cultura (ETc) e estresse hídrico fez-se uso do balanço hídrico climatológico, Figura 3. Este foi feito com os dados climáticos do período de 2005 à 2006 no ciclo de cana – planta no qual foi possível se verificar que o período de maior pluviosidade, compreende o 24° e o 35°

decêndios se considerar-mos uma divisão a cada 10 (dez) dias do ciclo de cultivo (do primeiro ao último dia) da planta . Ainda para o balanço hídrico foi utilizado um de capacidade de água disponível de 60 mm. Calculou-se o valor da evapotraspiração da cultura (ETc) através da multiplicação do valor da ETo pelo coeficiente de cultivo (Kc) da FAO, ajustado para cada fase de desenvolvimento da cultura, tendo seus valores variando de 0.8 à 1.3.

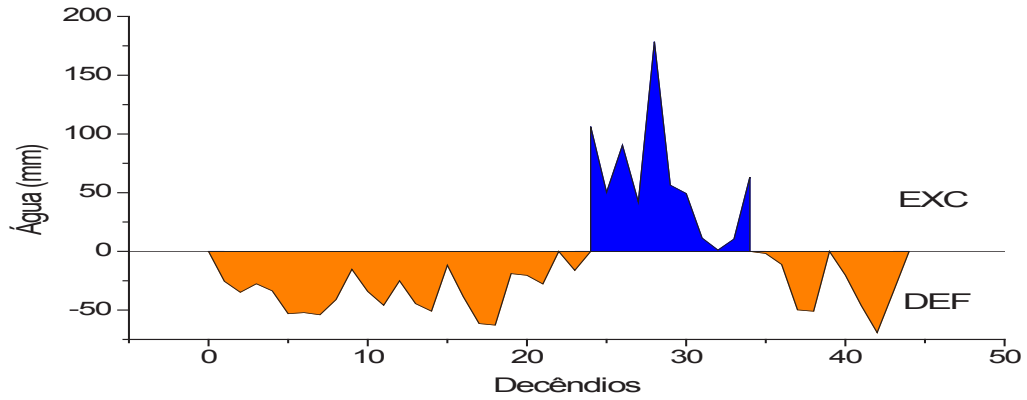


Figura 3: Balanço hídrico climatológico da cana-de-açúcar (cana – planta) das variedades RB no período de 2005 à 2006 durante seu ciclo de desenvolvimento(fases: inicial, crescimento, intermediária e maturação ou final).

O balanço hídrico do primeiro ciclo de cultivo (cana – planta ou primeira folha), apresentou um déficit hídrico de 1.079 mm, sendo que 371 mm deste ocorreram nos primeiros cem dias da instalação do experimento. Essa deficiência pode ter prejudicado a cultura estudada, pois é muito exigente em água no início do seu desenvolvimento. Durante todo o seu desenvolvimento houve um excesso de 659 mm e este ocorreu entre o 24° e o 34° decêndios. No final do ciclo de produção (do primeiro decêndio de setembro até o último decêndio de novembro de 2006) a cultura passou por um pequeno déficit hídrico no final do ciclo (283 mm) que beneficia a planta pois este é o seu período de maturação.

CONCLUSÃO

1 - No período final de desenvolvimento (fase IV) ocorreram baixas precipitações pluviais, nos três ciclos de desenvolvimento analisados, o que favoreceu a maturação da cultura.

2 - A região possui precipitação anual adequada para o desenvolvimento da cultura, porém a distribuição desta é desuniforme, o que, favorece a ocorrência de estresse hídrico em alguns meses durante o ciclo da cana-de-açúcar a sua necessidade em água em suas distintas fases de desenvolvimento.

3 - O balanço hídrico da cultura possibilitou melhor visualizar os períodos de maior e menor precipitação o que é indispensável tendo em vista a escolha do melhor período de plantio e colheita da cana-de-açúcar, como a necessidade de água nesse período para a região estudada que, possibilita um melhor planejamento da irrigação e época a ser empregada.

REFERÊNCIAS

ALLEN, R. G., PEREIRA, L.S., RAES, D., SMITH, M. **Crop evapotranspiration – guidelines for computing crop water requirements.** FAO – Rome, 1998. 208p. (Irrigation and Drainege paper, 56).

CAMARGO, A. P.; A Água no Solo para a Agricultura.informações técnicas. O agronômico, 2005.

SHUTTLEWORTH, W.J., and GURNEY, R.J. The theoretical relationship between foliage temperature and canopy resistance in sparse crops. *Q. J. R.* **Meteorology Society,** 116:497-519, 1990.

SILVA, T. G. F. DA,; MOURA, M. S. B. DE.; ZOLNIER, S.; SOARES, J. M.; CARMO, J. F. A. DO. Requerimento Hídrico e eficiência de uso da água em um cultivo de cana-de-açúcar na bacia do Rio São Francisco, Brasil. CONBEA, Agosto de 2009.

SMITH, M. Report on the expert consultation on revision of FAO methodologies for crop water requerements. Rome FAO. P. 45, 1991.

SOUZA, J. L.; MOURA FILHO, G.; LYRA, R. F. F.; TEODORO, I., SANTOS, E. A.; SILVA, J. L. SILVA, P. R. T.; CARDIM, A. H.; AMORIM, C. A. Análise da precipitação pluvial e temperatura do ar na região do Tabuleiro Costeiro de Maceió, AL, período 1972-2001. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 11, p. 131-141, 2003.

TEIXEIRA, A.H. de C., BASTIAANSSEN, W.G.M., BASSOI, L.H. Crop water parameters of irrigated wine and table grapes to support water productivity analysis in the Sao Francisco river basin, Brazil. Agricultural water management, v.94, p.31–42, 2007.

TEODORO, I. Avaliação de evapotranspiração e desenvolvimento da cultura do milho irrigado na região de Rio Largo, AL. 127p. Dissertação (**Mestrado em Meteorologia**) UFAL, Maceió, 2003.

TEODORO, I.; SOUZA, J. L.; BARBOSA, G. V.; MOURA FILHO, G.; DANTAS NETO, J.; ABREU, M. L. Crescimento e Produtividade da cana-de-açúcar em cultivo de sequeiro nos tabuleiros costeiros de Alagoas. STAB, Março/Abril, v. 27, n. 4, 2009.

TERRAMOTO, E.R. **Avaliação e aplicação de modelos de estimativa de produção de cana-de-açúcar (*Sacharum spp*), baseados em parâmetros do solo e clima**. Tese de Doutorado, Escola superior de Agricultura "Luiz de Queiroz", Universidade de São Paulo, Piracicaba. P. 86. 2003.

THORNTHWAITE, C.W.; MATHER, J.R. *Instructions and tables for computing potential evapotranspiration and water balance.* Centerton: Drexel Institute of Technology - Laboratory of Climatology, 1957. 311p.

UNICA, UNIÃO DA INDUSTRIA DA CANA-DE-AÇÚCAR. Disponível em <http://www.unica.com.br/FAQ/> Data de acesso: 27/04/2010.

WETLAND CONSTRUÍDO DE MACRÓFITAS AÉREAS PARA FITORREMEDIAÇÃO DE ÁGUAS OLEOSAS

Laís Alexandre Nascimento[1]; Juliana Moura de Luna[2]; Raquel Diniz Rufino[2]; Leonie Asfora Sarubbo[3]; Valdemir Alexandre dos Santos[3].

[1]Graduanda em Engenharia Ambiental, UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia. [CEP: 51.170-080, lais.an@yahoo.com.br]. [2] Pós-Doutorandas (PNPD), UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP. Bolsistas CAPES/FACEPE.
[3]Professores e Pesquisadores do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP.

Resumo

Propõe-se um projetado para construção de *wetland* construído com base em analogias envolvendo condutos livres e reator de fluxo contínuo do tipo pistão (*PFR - Plug Flow Reactor*). Devido ao intenso processo de industrialização, cada vez mais se acentua a preocupação no que diz respeito à poluição de águas e sua disponibilidade. Para atender a grande demanda exigida por diversas atividades antrópicas, fontes de recursos hídricos são exploradas, gerando impactos ao meio ambiente. Entre os métodos para o tratamento desses efluentes encontra-se a utilização de *wetlands* construídos, os quais podem conter plantas aquáticas (macrófitas), aéreas ou submersas, capazes de retirar da água diversos poluentes, incluindo resíduos oleosos. Com base nos critérios propostos para um projeto adequado de we*tland* construído, simulou-se em planilha eletrônica (Solver/EXCEL) valores otimizados para o comprimento de um *wetland* de 0,4m de altura de lâmina d'água e 0,8m de largura em função da concentração de saída do resíduo oleoso (10ppm - 50ppm). Os resultados obtidos evidenciam a importância do comprimento do *wetland* para a obtenção da concentração desejada do óleo na descarga, além de comprovarem a importância para o *wetland* dos critérios de projeto propostos.

Palavras-chave: Conduto livre, Reator PFR, Critérios de dimensionamento.

INTRODUÇÃO

As aplicações da água na indústria implicam na geração de efluentes que, devido ao contato com diversas substâncias contaminantes, se tornam inadequados para o reuso. Portanto, visando diminuir o desperdício, é cada vez mais viável investir em tecnologias que recuperem os efluentes, permitindo o seu reaproveitamento, com qualidade aceitável e não prejudicial para o meio ambiente. Uma alternativa para a recuperação de águas residuárias é a utilização de *wetlands*, capazes de efetuar a remoção organismos patôgenicos, metais pesados e compostos orgânicos tóxicos (KADLEC; KNIGHT, 1996).

"Os *wetlands* construídos são cópias artificiais, feitas pelo homem, dos *wetlands* naturais, que aperfeiçoam a exploração dos ciclos biogeoquímicos que ocorrem normalmente nesses sistemas para fins de tratamento de águas residuárias." (BEGOSSO, 2009, p. 6). *Wetlands* de macrófitas aéreas proporcionam através de processos físicos, químicos e biológicos a remoção de diversos poluentes, utilizando-os como nutrientes. A literatura mais recente demonstrou que entre as macrófitas aéreas existentes e disponíveis no Brasil, aquela que mais se adapta às condições de poluição intensa por derivados de petróleo é a *Eichhornia crassipes* popularmente conhecida como Aguapé (CREMA et al., 2011).

O objetivo do presente trabalho foi propor critérios de projeto para a construção adequada de *wetlands* construídos, permitindo que se possa definir correlações de *scale-up*, com base em semelhanças geométrica e dinâmica, através de números adimensionais característicos, para futuras aplicações do referido processo em escala comercial.

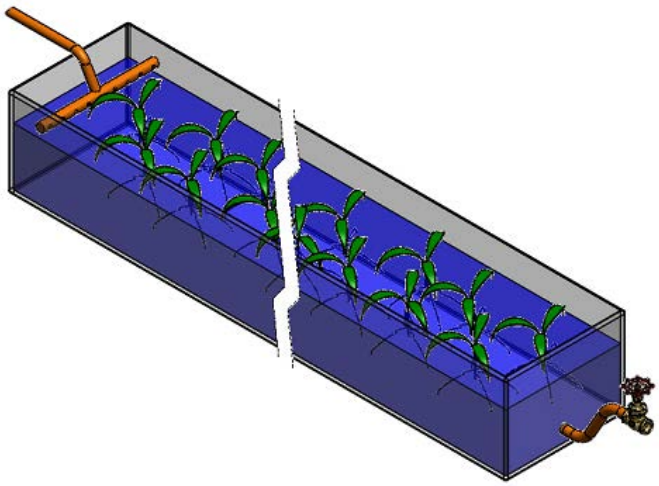
MATERIAL E MÉTODOS

Wetlands Construídos

Apontada frequentemente como solução sustentável, a tecnologia dos *wetlands* construídos tem ganhado relevância na última década para o tratamento biológico de efluentes. Este tipo de tratamento consiste na utilização de tanques artificiais, aproveitando processos de tratamento naturais para a remoção de poluentes em águas

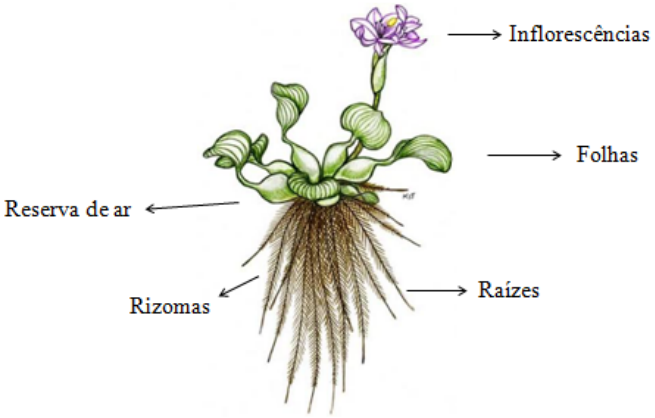
residuárias, de forma que exista um controle do contato entre o efluente a ser tratado e as macrófitas utilizadas no processo. Os *wetlands* construídos com escoamento superficial são geralmente classificados em função do tipo de plantas existentes no leito em: emergentes, submersas ou flutuantes (Figura 1).

Figura 1 - Esquema de *wetland* construído com escoamento superficial e macrófitas flutuantes



As macrófitas propostas para serem utilizadas no *wetland* construído relativo a este trabalho são da espécie *Eichhornia crassipes* (Figura 2), popularmente conhecidas como aguapés. A macrófita flutuante permanece suspensa na lâmina superficial d'água devido a reservas de ar armazenado em bulbos existentes em seus caules. Possui um sistema radicular com funcionamento semelhante a um filtro, capaz de reter impurezas presentes no corpo d'água utilizando-as como nutrientes.

Figura 2 – Muda de *Eichhornia crassipes*



Critérios de projeto

A operação de um wetland de macrófitas aéreas pode, por analogia, assemelhar-se a um reator do tipo pistão (*PFR - Plug Flow Reactor*) dado por Fogler (2009). O balanço de material para um componente A, o qual será absorvido pelas macrófitas, num wetland, pode ser obtido de: Material que entra = Material que sai + Material absorvido (reage) + Material acumulado. Isto leva a se fazer um balanço molar de material dentro de um elemento diferencial de volume dV:

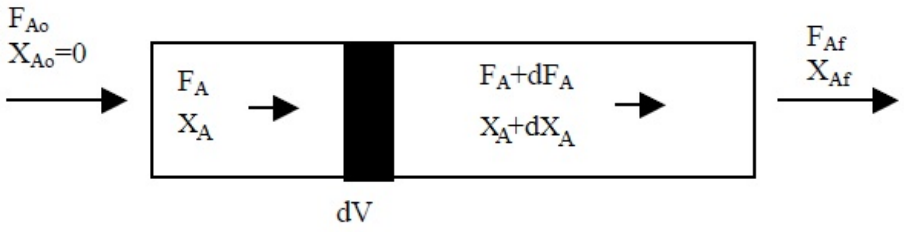


Figura 3 - Balanço de massa em um *wetland* construído por analogia com um PFR

em que:

F_{A0} = fluxo molar de alimentação de material a ser absorvido, mol/s

F_A = fluxo molar do material a ser absorvido em uma dada posição axial do sistema (*wetland* ou PFR);

F_{Af} = fluxo molar de saída do material absorvido, mol/s

Dessa forma, em um elemento de volume dV:

Material que entra = F_A
Material que sai = $F_A + dF_A$
Material consumido = $-r_A dV$
Material acumulado = 0

com $-r_A$ sendo a taxa de absorção do componente A pelas macrófitas existentes no *wetland*.

Nos reatores tipo PFR assim como nos *wetlands* construídos, fica-se interessado em determinar o volume necessário para se atingir determinada conversão (consumo do componente que contamina o meio), e portanto, pode-se deixar a equação de balanço molar em termos de conversão (X_A), definida como:

$$X_A = \frac{F_{A0} - F_A}{F_{A0}} \qquad (1)$$

ou

$$F_A = F_{A0}(1 - X_A) \quad (2)$$

Daí:

$$F_A = (F_A - F_{A0} \cdot dX_A) + (-r_A) \cdot dV \quad (3)$$

Cuja integração leva a:

$$V = F_{A0} \int_0^{X_{Af}} \frac{dX_A}{-r_A} \quad (4)$$

Em que:

V = volume da *wetland*, m^3

Para a determinação do comprimento total de um *wetland* construído (Lw), basta substituir o volume V da Equação (4), após integração da mesma e substituição de $F_{A0} = Q_0 \cdot C_{A0}$. Obtém-se então:

$$L_w = \frac{-Q_0 \cdot C_{A0}}{b \cdot h \cdot k} \ln(1 - X_A) \quad (5)$$

Numa segunda analogia, a vazão (Q) para um *wetland* pode adotada como para a de um conduto livre (GRIBBIN, 2009):

$$Q = \frac{1}{n} b \cdot h \cdot R_H^{2/3} \cdot \sqrt{I} \quad (6)$$

Em que:

n = coeficiente de rugosidade de Manning

b = largura do canal, m

h = altura da lâmina de água no canal, m

R_H = raio hidráulico do canal, m

I = declividade do canal, m/m

Considerando as características desejadas, têm-se para o comprimento de um *wetland* construído em formato de canal retangular a resultante da introdução de Equação (6) na Equação (5), resultando em:

$$L_w = \frac{1}{k \cdot n} \left(\frac{b \cdot h}{b + 2 \cdot h} \right)^{2/3} \cdot \sqrt{I} \cdot \ln\left(1 - \frac{C_E - C_S}{C_S} \right) \quad (7)$$

Com:

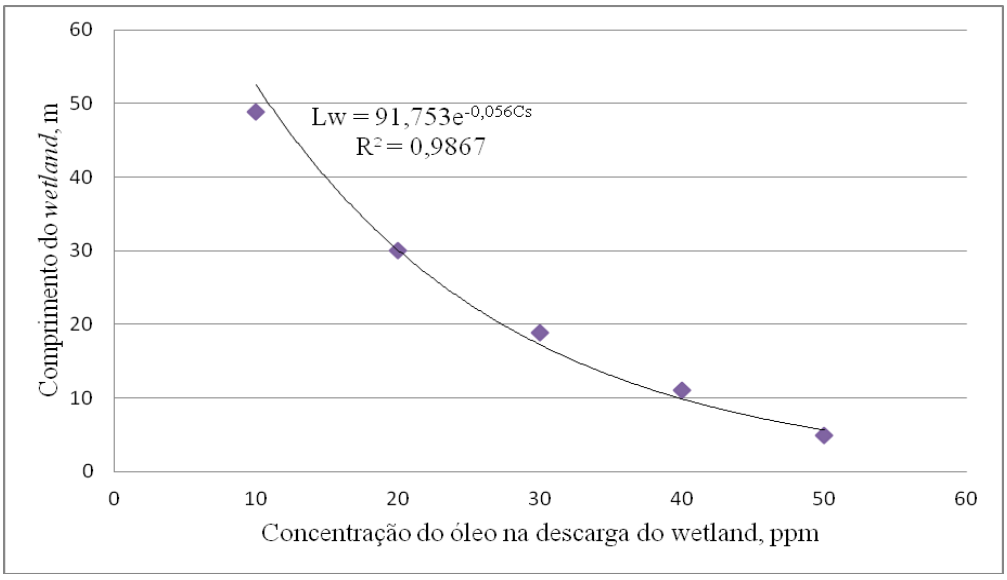
C_E = concentração do poluente na entrada do *wetland*, ppm

C_S = concentração do poluente na descarga do *wetland*, ppm

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Para simulação de um possível dimensionamento de um *wetland*, os seguintes dados de projeto foram utilizados (GALVÃO, 2009): i) h=0,4m; b=0,8m; I=0,005m/m; $k=0,886s^{-1}$; C_E=60ppm. A concentração do teor de óleo na descarga do *wetland* variou de 50ppm a 10ppm, obtendo-se valores de comprimento do *wetland* construído em fibra de vidro com superfície polida com n = 0,001 (GRIBBIN, 2009). A ferramenta Solver da planilha eletrônica EXCEL® foi utilizada para cálculos dos comprimentos do wetland referentes a essas concentrações de descarga. A Figura 3 ilustra o referido gráfico.

Figura 3 - Comprimento do wetland construído em função da concentração de óleo na descarga



No gráfico da Figura 4 observa-se a coerência do modelo proposto com um aumento do comprimento do sistema de fitorremediação com a redução da concentração de resíduo oleoso na descarga. A consideração de que esse tipo de estimativa é otimizada, prende-se ao fato de que as condições de escoamento e estrutura do canal encontravam-se nessas condições como critério de projeto.

CONCLUSÕES

A construção de um *wetland* deve ser implantada com auxílio da determinação experimental da constante de velocidade (k) para o tipo de poluente que se deseja mitigar, tanto em função da densidade de macrófitas quanto da temperatura de trabalho. Felizmente dispõe-se de recursos adicionais que podem levar o sistema proposto a um desempenho acima do esperado. É que, mesmo que o comprimento do *wetland* seja pouco para um aumento desejado da constante cinética do processo, a retirada do efluente pela base do canal, mantendo-se o nível da lâmina d'água constante, confere ao sistema uma característica adicional de um decantador contínuo líquido-líquido. Como decantador contínuo a fase aquosa será separada da fase orgânica, a qual permanecerá por mais tempo no *wetland* aumentando a eficiência de consumo do material poluente, neste caso, o resíduo oleoso.

AGRADECIMENTOS

Os autores são gratos à Agência Nacional de Energia Elétrica (ANEEL) através do Programa de Pesquisa e Desenvolvimento (P&D) da Termopernambuco S. A., ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e à Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) pelas bolsas e à UNICAP pela oportunidade de realização deste trabalho.

REFERÊNCIAS

BAPTISTA, M.B.; PINTO, M.M.L. **Fundamentos de Engenharia Hidráulica**. 2a. rev. Belo Horizonte: UFMG/Escola de Engenharia, 2003.

BEGOSSO, L. **Determinação de parâmetros de projeto e critérios para dimensionamento de configuração de *wetlands* construídos para tratamento de água cinza**. 2009. 43 p. Dissertação para obtenção do grau de Mestre no Programa de Pós-Graduação em Tecnologias Ambientais. Universidade Federal do Mato Grosso do Sul. Campo Grande, 2009.

BLOCH, Sylvan Charles. **Excel for engineers and scientists.** 2.ed. Rio de Janeiro: LTC – Livros técnicos e científicos editora S.A., 2003

BIUDES, J.F.V.; CAMARGO, A.F.M.; CREMA, L.C. **Effect of Urucu oil (Brazilian Amazon) on the biomass of the aquatic macrophyte *Eichhornia crassipes* (Mart.) Solms (Pontederiaceae).** Rio Claro, v. 23, n. 4, p. 406-411, out. 2011.

FOGLER, H.S. **Elementos de Engenharia das Reações Químicas**. 4. Ed. Rio de Janeiro: LTC, 2009.

GRIBBIN, J. **Introdução à Hidráulica, Hidrologia e Gestão de Águas Pluviais.** 3.ed. São Paulo: Cengage Learning, 2009.

KADLEC, R.; KNIGHT, R. **Treatment Wetlands.** Boca Raton: Lewis Publishers, 1996.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA DE POÇOS SUBTERRÂNEOS PARA AQUICULTURA NA BACIA DO PAJEÚ

Laís da Silva Muniz[1], Gilmar Aguiar de Arruda[2], Maurício Nogueira da Cruz Pessôa[3] ; Sérgio Catunda Marcelino[4]

[1]Engenheira de Pesca, formada pela UFRPE/UAST. e-mail: laís.smuniz@gmail.com; [2]Graduando de Engenheira de Pesca, e-mail: aguiar2012@gmail.com, [3] Doutorando do Programa de Pós-Graduação em Recursos Pesqueiros e Aquicultura da UFRPE e Professor Assistente da Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UAST/UFRPE) Serra Talhada, PE, Fazenda Saco, s/nº, 56903-970, e-mail: mauriciopes@yahoo.com.br, [4] Engenheiro de Pesca, Mestre em Recursos Pesqueiros e Aquicultura pela UFRPE, e-mail: s_catunda@yahoo.com.br.

Resumo

O semiárido brasileiro caracteriza-se por apresentar baixos índices pluviométricos anuais, o que prejudica a população pela escassez da água. Esta situação vem mudando ao longo dos anos, pois a população dispõe de fontes de armazenamento da água cada vez mais eficientes, como cisternas, que provem a comunidade do abastecimento doméstico primário. No entanto, açudes e poços ainda são utilizados como fonte de abastecimento humano e animal e, em alguns casos, essas águas apresentam baixos índices de potabilidade, com altos níveis de salinidade e contaminantes, podendo, portanto ser empregada para outros fins. Uma alternativa da utilização dessas águas impróprias para consumo humano pode ser a aquicultura que surge como uma das alternativas para geração de renda na região do Pajeú. Para realizar o presente estudo foram coletados 45 amostras de água de poços no município de São José do Egito-PE, avaliando alguns parâmetros (sólidos totais dissolvidos, concentrações de cloreto, alcalinidade e dureza totais) como indicadores de qualidade. Os resultados mostraram que, 15 poços apresentaram-se impróprios para consumo humano, os quais poderiam ser utilizados na aquicultura já que os mesmos possuem boa qualidade e quantidade de água, para tal fim.

Palavras-chave: Aquicultura, Potabilidade e Produção.

INTRODUÇÃO

O Nordeste do Brasil apresenta uma extensão territorial de aproximadamente 1,56 x 100 km², representando 18,3% do território brasileiro, onde vivem mais de 53 milhões de habitantes. A região do Semiárido abrange 1.133 municípios distribuídos em nove Estados (Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba, Pernambuco, Alagoas, Sergipe, Bahia e Minas Gerais) e abriga cerca de 22 milhões de habitantes (IBGE, 2010).

O Semiárido Pernambucano possui características hidrológicas menos favoráveis, em relação ao Agreste e a Zona da Mata. Esta área caracteriza-se por apresentar índices pluviométricos, que variam de 400 a 800 mm anuais, podendo atingir em alguns anos até 1.000mm. Outra característica marcante desta região é a evapotranspiração que pode superar 3.000 mm em alguns anos (COSTA e CIRILO, 2010).

Segundo Andrade (1980), a população nordestina está adaptada a conviver com a ausência de precipitações durante um período de até oito meses/ano, passando a utilizar a água armazenada em cisternas, cacimbas, barreiros, poços, açudes e barragens. Todas estas formas de armazenamento de água foram utilizadas ao longo de muitos anos, porém hoje, observa-se um crescente aumento da utilização de cisternas, já que as outras opções de armazenamento podem ser temporárias ou ainda fornecer águas com baixa qualidade para o consumo humano e animal, como contaminadas por bactérias (açudes e barreiros) ou salinizadas (característica dos poços e açudes da região).

Nesse sentido, o presente trabalho teve como objetivo avaliar poços subterrâneos como fonte de abastecimento para empreendimentos aquícolas na Bacia do rio Pajeú em especial no município de São José do Egito-PE, oferecendo uma visão geral sobre a qualidade da água, através da análise físico-química da mesma.

MATERIAL E MÉTODOS

O município de São José do Egito localiza-se na macrorregião do Sertão Pernambucano e na microrregião do Pajeú, possui área territorial de 798,9 km² e 31.829 mil habitantes. Limita-se ao Norte com Itapetim e Brejinho, ao Sul com Ingazeira e Tuparetama, ao Leste com o estado da Paraíba e a Oeste com Tabira e Santa Terezinha (Figura 1). O clima do município é semiárido quente, com temperaturas que variam entre 20 a 36 ºC e o bioma característico da região é a Caatinga (IBGE, 2010). Possui precipitação média anual de 431,8 mm (CPRM, 2005).

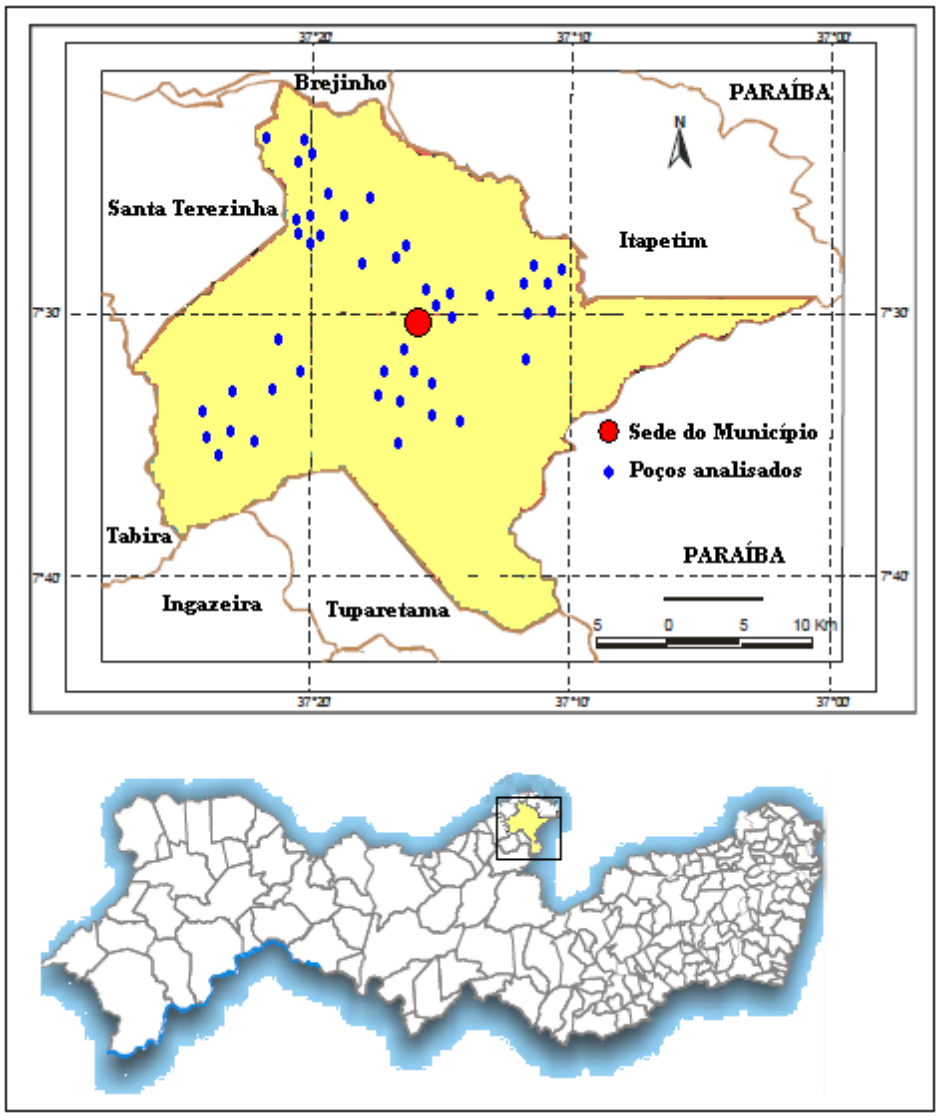


Figura 1. Localização do Município de São José do Egito no estado de Pernambuco e distribuição dos poços analisados (modificado do CPRM, 2005).

O trabalho foi realizado em três etapas: Aplicação de questionário, coleta amostral e análise laboratorial, entre os meses de agosto e setembro de 2011. Os questionários foram aplicados junto aos proprietários das terras da localização dos poços através de visita técnica, contendo informações como ano de instalação; situação atual; área e demanda atendida; utilidade principal e interesse para o cultivo de pescado.

Nesse estudo foram avaliados 45 poços, selecionados aleatoriamente no município, utilizou-se um GPS (Global Positioning System) para determinação das coordenadas geográficas. Foram coletadas amostras d'água dos poços e armazenadas em garrafas de Polietileno Tereftalato de 500 ml, devidamente identificadas.

Em seguida, as amostras foram transportadas e submetidas à análise de água no laboratório de Limnologia da Universidade Federal Rural de Pernambuco em Recife, onde realizou-se seis análises físico-químicas da água, dentre elas: condutividade elétrica – CE (µS.cm-1); sólidos totais dissolvidos (STD) e salinidade, foram mensuradas com auxílio de sonda multiparâmetro. Dureza Total e Alcalinidade Total, seguindo método recomendado por Felfoldy (1987) e as concentrações de cloretos (Cl) foram analisadas segundo Apha (1995).

Os dados foram processados e analisados estatisticamente, com seus resultados expressos em valores mínimos, máximos, média e desvio padrão. Diante dos resultados obtidos, avaliou-se a possibilidade de utilização desses poços como fonte de abastecimento para fins aquícolas, considerando algumas de suas características, tais como: concentração de sólidos totais dissolvidos, dureza total, concentração de cloretos e vazão. Destaca-se ainda que foram utilizados apenas três dos parâmetros que determinam a potabilidade das águas, estabelecidos pela portaria n° 518/2004 do Ministério da Saúde, para confirmar realmente a potabilidade destas águas, deverão ser realizadas todas as análises previstas na legislação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diagnóstico dos Poços Cadastrados

Dentre os 45 poços analisados no município de São José do Egito-PE, observou-se que as profundidades variaram de 2,00 m a 60,00 m, destes 38 poços são do tipo artesiano (poços tubulares), representando 84% das amostras e 07 poços tipo amazonas (conhecidos como “cacimbões”) representando 16% da totalidade.

Em relação ao uso da água observou-se que boa parte dos poços possuem múltiplos usos, sendo 13 destes poços destinados ao uso doméstico primário (consumo humano para beber); 24 utilizados no uso doméstico secundário (consumo humano para uso geral); 14 na agricultura; 24 na dessedentação animal e 06 para outros fins.

Aspectos Qualitativos

Os valores de condutividade elétrica da água foram multiplicados pelo fator 0,65, obtendo-se a concentração de sólidos totais dissolvidos (STD). Onde, as 45 amostras de água obtiveram média de 953,00 ± 602,00 mg/L (Tabela 1).

Tabela 1. Parâmetros estatísticos dos poços da área de estudo.

Parâmetros Estatísticos	Dureza Total (mg/L)	Cloreto (mg/L)	STD (mg/L)	Vazão (m^3/h)
Mínimo	152,14	28,00	316,00	0,37
Máximo	4108,13	1119,00	2687000,00	10,0
Média	476,39	249,29	953,00	3,37
Desvio Padrão	601,91	251,09	602,00	2,72
n° de dados	45	45	45	30

Para a classificação das águas quanto à salinidade utilizaram-se os limites de STD estabelecidos pela CPRM/2005 (Tabela 2).

Tabela 2. Classificação das águas quanto à salinidade (STD)

Água doce	0 a 500 mg/L
Água salobra	501 a 1.500 mg/L
Água salgada	> 1.500 mg/L

Fonte: CPRM, 2005.

Contudo, 75,5% das amostras não são consideradas águas doce (0 a 500 mg/L), deste percentual 55,5% dos poços apresentaram águas salobras (501 a 21 1.500 mg/L) e 20,0% águas salgadas com valores superiores a 1.500 mg/L.

Segundo Zoby (2005), essa elevada salinidade das águas subterrâneas no cristalino semiárido nordestino está associada à baixa pluviometria, que faz com que os sais transportados pela chuva (aerossóis) e acumulados no solo e fraturas não sejam lixiviados. Onde, a alta evaporação favorece a concentração dos sais.

No Brasil, existem padrões de potabilidade regidos por portarias e resoluções legais, que dão subsídios aos laboratórios na expedição de seus laudos. Neste trabalho, aqueles poços que não se enquadraram no padrão de potabilidade descrito pela Portaria n° 518/2004 e que apresentaram vazões superiores a 2,0 m3/h, foram considerados aptos como fonte de abastecimento de água para empreendimentos aquícolas, utilizados de forma alternativa na aquicultura familiar, com o propósito de desenvolver a comunidade rural, tornando-se mais uma nova fonte de renda para a população local.

Segundo critérios da CPRM/2005, 24,5% dos poços estão dentro do limite de classificação de água doce, o que não significa necessariamente que estes poços podem servir de abastecimento humano primário. Pois segundo aportaria n° 518/2004

determina que o Valor Máximo Permitido (VMP) para STD é 1.000 mg/L para águas potáveis. Outros critérios são estabelecidos para determinar a potabilidade das águas nesta portaria, tal como: analises bacteriológica, que não foi avaliado neste trabalho.

Portanto, dos 45 poços analisados 15 destes não atenderiam o critério de potabilidade da água quanto à concentração de STD, segundo a Portaria n° 518/2004. No entanto, podem ser direcionados para empreendimentos aquícolas na região.

Segundo Suresh e Lin (1992) as condições adversas para encontrar água doce e de boa qualidade para realizar piscicultura no mundo, fez com que surgisse a necessidade de cultivar tilápias em águas salobras observando-se bons resultados zootécnicos. Os mesmos ainda afirmam que a utilização destes ambientes são alternativas reais para a piscicultura, porém existe uma deficiência no número de espécies domesticadas para esta realidade.

Ao avaliar os dados de alcalinidade total dos 45 poços no município de São José do Egito, observou-se uma média de 369,76 ± 120,02 mg/L de CaCO3, sendo o valor mínimo encontrado de 185,00 mg/L de CaCO3. Portanto este parâmetro não é considerado um fator limitante para utilização destas águas em cultivos aquícolas.
Segundo Barbieri JR. & Ostrensky Neto (2002), para o bom desenvolvimento do camarão cultivado, a água deve apresentar alcalinidade mínima de 60 mg/L e preferencialmente acima de 100 mg/L de $CaCO_3$. Já segundo Mardini & Mardini (2000), para a produção de peixes a alcalinidade deve está entre 50 a 200 mg/L de $CaCO_3$, tais concentrações são inferiores as encontradas nas águas dos poços analisadas. Desta forma tornam-se propícias a atividade.

Observou-se nos resultados que a dureza da água apresentou média de 476,39 ± 601,91mg/L de $CaCO_3$. Segundo Kubitza (2003), valores de dureza acima de 30mg/L são adequados para produção de peixes, mantendo-se o sistema tampão da água. Dos poços analisados 60% possuem dureza superior a 300,00 mg/L, atendendo os critérios estabelecidos por Peregrino *et al*., (2005), para o cultivo de camarão, os mesmos autores alertam que dureza inferiores a 140 mg/L podem promover efeitos adversos, tais como: redução na sobrevivência, produção e produtividade e alta conversão alimentar.

Segundo Rocha *et al*., (2006), o cloreto está relacionado com a dissolução de sais, que promove, em altas concentrações, um sabor salgado à água, podendo também indicar a presença de águas residuais. Das amostras analisadas, a

concentração em cloreto das águas de 15 poços excederam o valor máximo permitido para águas potáveis (250,00 mg/L) determinada pela portaria nº 514/2004.

De acordo com as características observadas acima se vislumbra a qualidade das águas dos poços salinizados na região estudada com potencial para serem utilizadas em diversas atividades aquícolas, tais como: piscicultura, carcinicultura e cultivos consorciados em geral. Portanto torna-se uma alternativa econômica para a região.

CONCLUSÕES

1. De modo geral, as águas captadas dos 45 poços subterrâneos são de boa qualidade físico-química, porém um terço (1/3) apresentam problemas relacionados com a potabilidade, os quais poderão servir para futuros cultivos de peixes, camarões ou cultivos em consórcio, no município de São José do Egito-PE;
2. O critério de vazão mínima superior a 2,00 m³/h pode oscilar de acordo com as dimensões dos viveiros que deverão ser construídos, poços com melhores vazões poderão abastecer viveiros maiores, bem como, os com vazões inferiores para viveiros menores como proposto no trabalho (0,1 ha);
3. Para avaliar a viabilidade técnica e econômica, faz-se necessário a realização de pesquisas utilizando alguns poços pré-selecionados neste trabalho. De acordo com os resultados zootécnicos obtidos, pode-se estabelecer, se os cultivos de organismos aquáticos nestas condições, podem surgir como uma forte alternativa de renda para os pequenos produtores da região.

REFERÊNCIAS

AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (ANA). Disponibilidade e demandas de recursos hídricos no Brasil. Brasília, p. 123, 2005.

ANDRADE, M. C. A terra e o homem no Nordeste, 4 ed. São Paulo, p. 334, 1980.

APHA Standard Methods, 1995. 19 ed., PP. 2-36, Método 2340 C, USEPA Métodos para a Análise Química de Água e Efluentes, método 130.1 (1983).

BARBIERI, JUNIOR, R. C.; OSTRENSKY NETO, A. Bases teóricas para o manejo do solo e da água nos cultivos de camarões marinhos. In: Camarões Marinhos/Engorda. Viçosa: Aprenda fácil, 2002.

COSTA, M. R., CIRILO, J. A. Análise do potencial de uso das águas subterrâneas nas bacias da região semi-árida do estado de Pernambuco. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, São Luís, 2010.

CPRM, Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea: Diagnóstico do Município de São José do Egito. Pernambuco, p. 10, 2005.

FELFOLDY L. A biológical vizminósités (Biological methods for classification water quality) Vízügyl hidrobiológia, VÍZDOK Budapest, 16, 1987.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Censo demográfico de 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/censo2010/tabelas_pdf/total_populacao_pernambuco.pdf>Acesso em: 29 set. 2011.

KUBITZA, F. Qualidade da água no cultivo de peixes e camarões. Jundiaí: F. Kubitza, p. 229, 2003.

PEREGRINO, L. H., et al., Observações Técnicas Sobre o Cultivo do Camarão Marinho *(Litopenaeus vannamei)* em Águas de Baixa Salinidade. Revista da ABCC, ano 7, n. 4, p. 48-53.

MARDINI, C. V.; MARDINI, L. B. L. F. Variáveis físicas, químicas e biológicas importantes no cultivo de peixes. In: Cultivo de peixes e seus segredos. Canoas: Ed. ULBRA, 2000.

ROCHA, C. M. B. M. et al., Avaliação da qualidade da água e percepção higiênico-sanitária na área rural de Lavras, Minas Gerais, 1999-2000. Cad. Saúde Pública, Rio de Janeiro, 22(9): 1967-1978, set, 2006.

SURESH, A.V.; LIN, C. K. Tilapia culture in saline waters: a review. Aquaculture, v. 106, p. 201-226, 1992.

ZOBY, J. L. G.; OLIVEIRA, F. R.; Panorama da Qualidade das Águas Subterrâneas no Brasil. Agência Nacional de Águas – Ministério do Meio Ambiente – Superintendência de Planejamento de Recursos Hídricos – Superintendência de Conservação de Água e Solo, Brasília, Maio. 2005. Disponível em <http://www.ana.gov.br/pnrh_novo/documentos/02b%20Panorama%20da%20Qualidade%20%C1guas%20Subterr%E2neas/VF%20Qualidade%20AguasSubterraneas.pdf> Acesso em: 03 Out. 2011.

CULTIVO DA MICROALGA *Spirulina platensis* SOB ILUMINAÇÃO FORNECIDA POR UM SISTEMA DE LED (LIGHT EMITTING DIODE)

Leonardo Freitas Galvão de Albuquerque[1], Jefferson Pablo de Sousa Saboya[2], José de Souza Júnior[3], Wladimir Ronald Lobo Farias[4]

[1] Docente, Instituto Federal do Ceará, Campus avançado Morada Nova, 62940-000, Julia Santiago, Morada Nova, Ceará, Brazil, anderson.coelho@ifce.edu.br
[2] Doutorando em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará, Campus Pici, 60356-000, Pici, Fortaleza, Ceará, Brazil.
[3] Graduando em Engenharia de Pesca, Universidade Federal do Ceará, Campus Pici, 60356-000, Pici, Fortaleza, Ceará, Brazil.
[4] Docente, Universidade Federal do Ceará, Campus Pici, 60356-000, Pici, Fortaleza, Ceará, Brazil.

Resumo – As microalgas são um grupo de organismos extremamente heterogêneo. Esse grupo de organismos apresenta um forte potencial produtivo com grande quantidade de compostos com aplicações nas indústrias alimentícia, farmacêutica, cosmética e até mesmo na indústria de biocombustíveis, podendo ainda atuar no tratamento de efluentes. Comparados às lâmpadas fluorescentes convencionais, os LEDs "light emitting diodes", com características de comprimento de onda específicos e baixo consumo de energia, são considerados como uma ótima fonte de luz para o cultivo de microalgas, bem como para o estudo dos efeitos do comprimento de onda no desenvolvimento desses micro-organismos. O presente trabalho teve por objetivo a avaliação do crescimento da microalga *Spirulina platensis* cultivada sob um sistema de iluminação equipado com LEDs. O experimento foi realizado no laboratório de planctologia do Departamento de Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará. Foram realizados tratamentos com lâmpadas fluorescentes convencionais e com LEDs vermelhos e azuis. Os resultados mostraram o crescimento mais lento dos cultivos realizados com a utilização dos LEDs, embora estudos realizados demonstrem o aumento na produção específica de alguns compostos bioativos em outras espécies de microalgas.

Palavras-chave: Efluentes, microalgas, LEDs

INTRODUÇÃO

As microalgas são um grupo de organismos extremamente heterogêneo. São usualmente microscópicos, unicelulares, foto autotróficos, podendo ser coloniais com pouca ou nenhuma diferenciação celular, contendo pigmentos fotossintéticos e acessórios. Filogeneticamente, as microalgas podem ser eucarióticas ou procarióticas. Essa grande diversidade torna o grupo das microalgas uma potencial fonte de uma grande quantidade de compostos com aplicações nas indústrias alimentícia, farmacêutica, cosmética e até mesmo na indústria de biocombustíveis, podendo ainda atuar no tratamento de efluentes (OLAIZOLA, 2003).

A microalga *Spirulina platensis* é uma cianobactéria de hábito planctônico pertencente à divisão Cyanophyta, que forma populações massivas em corpos d'água tropicais e subtropicais aproveitando os nutrientes presentes e contribuindo para melhoria da qualidade da água. A energia proveniente da luz utilizada no processo de fotossíntese é capturada por pigmentos fotossintéticos contidos nas células, como as clorofilas, ficocianobilinas e carotenóides (VONSHAK, 1997).

Comparados às lâmpadas fluorescentes convencionais, os recentemente desenvolvidos LEDs "light emitting diodes", com características de comprimento de onda específicos e baixo consumo de energia, são considerados como uma ótima fonte de luz para o cultivo de microalgas, bem como para o estudo dos efeitos do comprimento de onda no desenvolvimento desses micro-organismos (WANG et al., 2007). Operações de pulsação e um design eficiente e preciso, são possíveis de serem alcançados em sistemas compostos de LEDs através de uma distribuição definida de luz e um circuito bastante pequeno, ainda com as vantagens da alta eficiência, baixo consumo de energia, baixa liberação de calor e vida útil bastante prolongada (JOHNSEN, 2006).

Recentemente, os LEDs têm sido usados em vários estudos, como crescimento de mudas de plantas *in vitro* (NHUT et al., 2003), crescimento de células e para induzir a produção de astaxantina na microalga *Haematococcus pluviatilis* (KATSUDA et al., 2006), bem como para o crescimento da microalga *Spirulina platensis* (WANG et al., 2007).

MATERIAL E MÉTODOS

As cepas da microalga *Spirulina platensis* foram obtidas de um cultivo mantido no Laboratório de Planctologia do Departamento de Engenharia de Pesca, Centro de Ciências Agrárias da UFC.

O meio de cultivo utilizado foi o meio convencional Venkataraman, preparado com cloreto de sódio (30 g L^{-1}), bicarbonato de sódio (10 g L^{-1}) e os fertilizantes agrícolas, nitrogênio, fósforo e potássio – NPK – (1,0 g L^{-1}) e superfosfato triplo (0,1 g L^{-1}). Para a realização do experimento, foram preparados 120 litros de meio de cultivo, distribuídos em três aquários que receberam aeração constante durante 24 horas para homogeneização da mistura e eliminação do cloro contido na água. Uma pequena porção desse meio foi utilizada para o preparo de 6 L de inóculo, a partir da cepa inicial de *Spirulina platensis*.

Nesse experimento foram usados dois tratamentos com três repetições cada. No primeiro tratamento foram utilizados três aquários (30 L) iluminados com placas eletrônicas equipadas com um sistema de LEDs, sendo uma fileira de LEDs vermelhos e outra de LEDs azuis, com comprimentos de onda de 720 nm e 475 nm, respectivamente. A iluminância, medida na superfície da água, ficou em torno de 1.600 Lux. No segundo tratamento foram utilizados três aquários (30 L) iluminados por duas lâmpadas fluorescentes de 20 W, as quais forneciam uma iluminância de 1.900 Lux na superfície da água.

Os aquários dos dois tratamentos receberam aeração constante e a temperatura da sala foi mantida em 28 ± 2ºC. Os dois sistemas de aquários foram dispostos lado a lado em uma bancada e isolados com anteparas de madeira para que fosse garantida a influência exclusiva da iluminação de cada tratamento (Figura 1). Para iniciar o experimento, o inóculo (6 L) foi distribuído igualmente entre os 6 aquários.

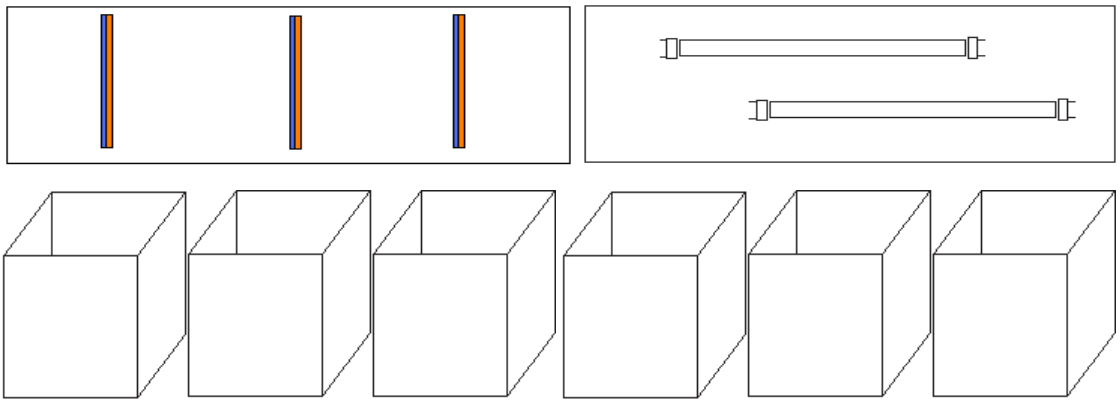


Figura 1 – Sistema de cultivo com LEDs e sistema de cultivo com lâmpadas fluorescentes de 20 W .

O cultivo de *S. platensis* foi monitorado, a cada dois dias, através de espectrofotometria e contagem direta de tricomas em microscópio. Para isso, foi retirada uma amostra de 1 mL da água de cada aquário e levada ao espectrofotômetro (Ultrospec 1000, Pharmacia-Biotech) para leitura da absorbância a 680 nm. Em seguida, uma alíquota de 50 µL desta mesma amostra foi disposta em uma lâmina de vidro e levada a um microscópio (Olympus, modelo BX41TF) para contagem dos tricomas de *Spirulina platensis*.

Os dados de contagem de tricomas e valores de absorbância a 680 nm foram submetidos a uma análise de correlação e, posteriormente, utilizados para determinação da equação de regressão linear, sendo a curva de crescimento expressa tanto em valores de absorbância como em número de células mL^{-1}, por dia de cultivo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Influência do tipo de luz nas curvas de crescimento de *Spirulina platensis*

Como pode ser observado nas Figuras 2 e 3, as microalgas cultivadas sob a iluminação dos LEDs azuis e vermelhos apresentaram um desenvolvimento mais lento do que as microalgas iluminadas por lâmpadas fluorescentes convencionais (20 W). No entanto, apesar disso, o desvio padrão entre as três repetições foi bem menor devido à maior uniformidade no fornecimento de luz pelos LEDs, já que cada aquário recebeu uma placa eletrônica individual.

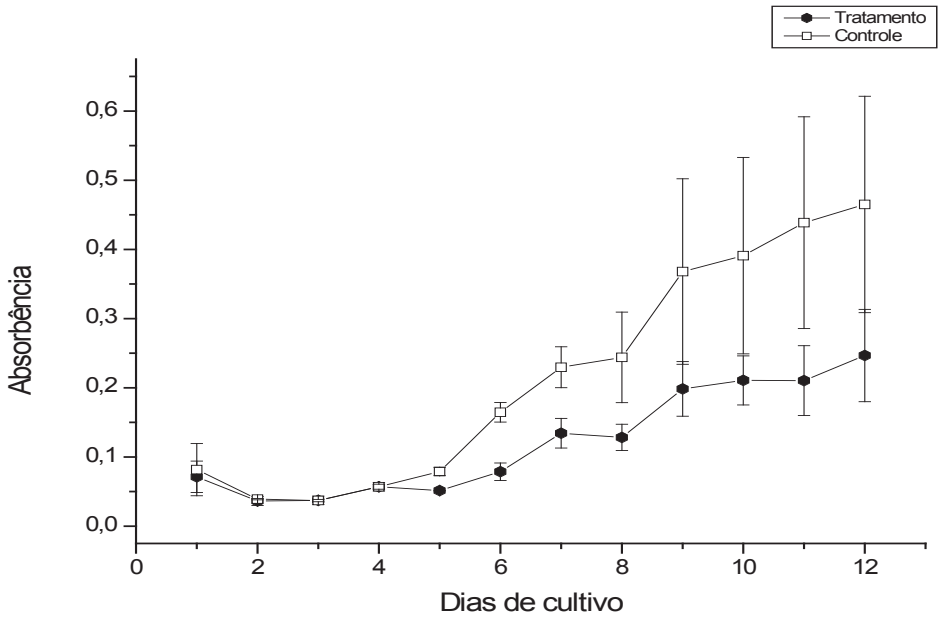


Figura 2 – Curvas de crescimento da microalga *Spirulina platensis*, expressa em valores de absorbância a 680 nm, obtidas a partir de cultivos iluminados com LEDs (●) e com lâmpadas fluorescentes convencionais (□).

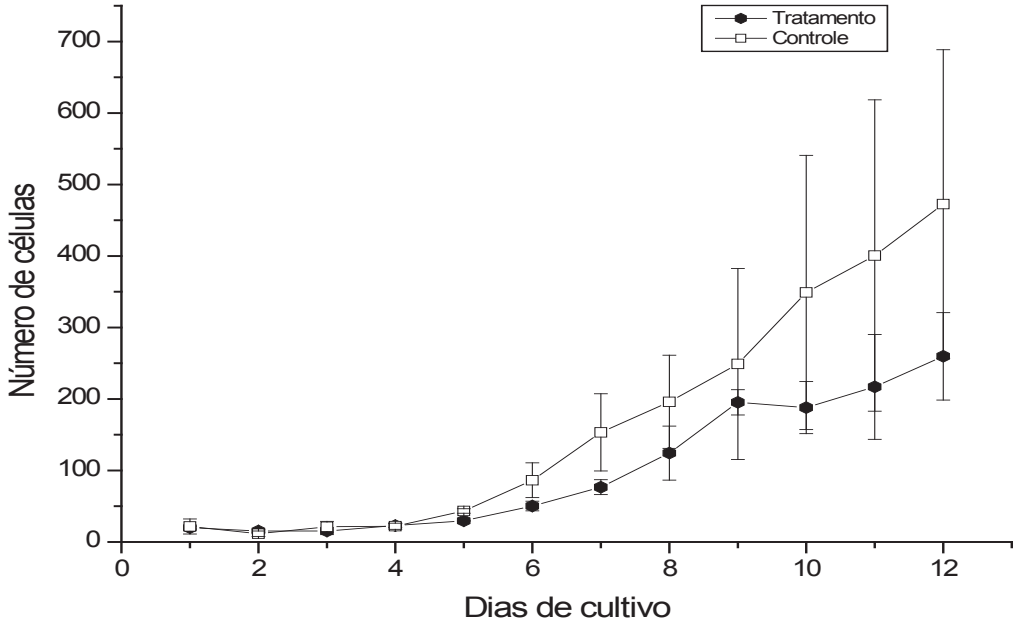


Figura 3 – Curvas de crescimento da microalga *Spirulina platensis*, expressa em número de tricomas L^{-1}, obtidas a partir de cultivos iluminados com LEDs (●) e com lâmpadas fluorescentes convencionais (□).

Apesar da diferença na produtividade dos dois tipos de cultivo, o perfil das curvas de crescimento foi muito semelhante, principalmente quando elas foram expressas em valores de

absorbância (Figura 2). Em ambos os cultivos, é evidente uma pronunciada fase de indução (lag) do 2º ao 10º dia. A partir do 10º dia, os cultivos entraram na fase exponencial de crescimento (log) que se prolongou até o 18º dia. Do 18º ao 24º dia, ficou caracterizada a fase de redução do crescimento relativo nos dois tipos de cultivo.

Um estudo realizado no Departamento de Engenharia Química da Universidade de Taiwan, na China, testou vários LEDs com diferentes comprimentos de onda no crescimento da microalga *Spirulina platensis.* Os resultados mostraram que os LEDs vermelhos promoveram a maior produção de biomassa, enquanto que uma produção mais baixa foi obtida com o uso de LEDs azuis, devido à menor absorção da clorofila, no respectivo comprimento de onda (WANG et al., 2007).

Por outro lado, trabalhos realizados com a microalga *Haematococcus pluviatilis* demonstraram a eficácia dos LEDs azuis no aumento da produção de astaxantina, sendo os de cor vermelha a melhor opção para a multiplicação das células (KATSUDA et al., 2004; KATSUDA et al., 2006; LABABPOUR et al., 2004; LABABPOUR et al., 2005). Dessa forma, apesar do desenvolvimento das culturas de *S. platensis* com os LEDs azuis e vermelhos não ter sido tão acelerado, deve-se investigar a possibilidade de uma maior produção de pigmentos, tais como a ficocianina e o β-caroteno.

CONCLUSÃO

Do presente estudo pôde-se concluir que a iluminação fornecida pelos LEDs vermelhos e azuis não foi tão eficaz do que a iluminação fornecida pelas lâmpadas fluorescentes convencionais no cultivo da microalga *Spirulina platensis*. No entanto, no caso de uma produção em larga escala pode ser mais vantajoso o cultivo com os LEDs, já que eles consomem menos energia do que as lâmpadas fluorescentes convencionais, além da possibilidade de induzir a produção de diferentes pigmentos, variando a cor da luz.

REFERÊNCIAS

JOHNSEN, G. **Light Emitting Diode Technology.** Disponível em: <http://www.intravision.no/pages/promar_technology.asp> Acesso: 29 set 2006.

KATSUDA, T.; LABABPOUR, A.; SHIMAHARA, K.; KATOH, S. Astaxanthin production by *Haematococcus pluviatilis* under ilumination with LEDs**. Enzyme and Microbial Technology**, v. 35, n. 1, p. 81-86, Jul 2004.

KATSUDA, T.; SHIMAHARA, K.; SHIRAISHI, H.; YAMAGAMI, K.; RANJBAR, R.; KATOH, S. Effect of flashing light form blue light-emitting diodes on cell growth and astaxanthin production of *Haematococcus pluviatilis*, **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v.102, n.5, p. 442-446, 2006.

LABABPOUR, A.; HADA, K.; SHIMAHARA, K.; KATSUDA, T.; KATOH, S. Effects of nutrient supply methods and illumination with blue light emitting diodes (LEDs) on astaxanthin production by *Haematococcus pluviatilis*. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 98, n. 6, p. 452-456, Dec 2004.

LABABPOUR, A.; SHIMAHARA, K.; HADA, K.; KYOUI, Y.; KATSUDA, T.; KATOH, S. Fed-batch culture under illumination with blue light emitting diodes (LEDs) for astaxanthin production by *Haematococcus pluviatilis*. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 100, n. 3, p. 339-342, Sep 2005.

NHUT, D. T.; TAKAMURA, T.; WATANABE, H.; OKAMOTO, K.; TANAKA, M. Responses of strawberry plantlets cultured *in vitro* under superbright red and blue light-emitting diodes (LEDs). **Plant Cell, Tissue and Organ Culture**, v. 73, n. 1, p. 43-52, Apr 2003.

OLAIZOLA, M. Commercial development of microalgal biotechnology from the test tube to the marketplace. **Biomolecular Engineering,** Kailua-Kona, v.20, n. 4-6, p. 459-466, Jul 2003.

VONSHAK, A. Morphology, ultrastructure and taxonomy of *Arthospira (Spirulina) maxima and Arthospira (Spirulina) platensis*. In: ***Spirulina platensis (Arthospira)*: Physiology, Cell-Biology and Biotechnology**. VONSHAK, A. (ed.) London: Taylor & Francis. 254 p., p. 43-66, 1997.

WANG, C. Y.; FU, C. C.; LIU, Y. C. Effects of using light-emitting diodes on the cultivation of *Spirulina platensis*. **Biochemical Engineering Journal**, v.37, n. 1, p. 21-25, Oct 2007.

AVALIAÇÃO MICROBIOLÓGICA DA ÁGUA DO RIO CAPIBARIBE EM RECIFE, PERNAMBUCO[1]

Liderlânio de Almeida Araújo[2], Alexciana Melo[3], Sérgio Carvalho de Paiva[4], Alexandra Amorim Salgueiro[5]

[1]Federação Internacional das Universidades Católicas (FIUC);
[2]Graduando em Licenciatura em Química, bolsista do PIBID, Centro de Ciências e Tecnologia (CCT), Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP), liderlanioalmeida@gmail.com;
[3]Graduanda em Engenharia Química, CCT, UNICAP, alexalemelo@hotmail.com;
[4]Químico, Professor, CCT, UNICAP, spaiva@unicap.br;
[5]Professora-pesquisadora, CCT, UNICAP, aas@unicap.br.

Resumo

A água é um bem universal e imprescindível a todos os seres vivos. O objetivo deste trabalho foi avaliar o conteúdo microbiológico do rio Capibaribe no trecho que corta a cidade do Recife. As análises microbiológicas forma realizadas de acordo com a metodologia padronizada. Amostras de água forma coletadas em seis estações próximas ao Sport Clube do Recife. Foram determinados coliformes totais e fecais na ordem de grandeza maior que 10^8 HMP/ 100 mL da amostra, enquanto a contagem padrão de bactérias atingiu valor Máximo de 10^9 UFC/mL. UFC/mL. A construção irregular de habitações ao longo das margens desse Rio e a falta de saneamento básico nesse local são as causas diretas da poluição microbiológica nesse recurso hídrico.

Palavras-chave: recursos hídricos, poluição, contaminação biológica.

INTRODUÇÃO

O desequilíbrio ecológico dos recursos hídricos tem aumentado em todo o planeta . A região nordeste tem períodos de seca enquanto cidades são devastadas pelas forças da água. Em Pernambuco, as cidades de Barreiros, Água Preta, Catende, Cortês, Jaqueira, Maraial, Palmares, dentre outras foram inundadas enquanto outras cidades estão sofrendo com a d água. esse líquido é de suma importância não apenas para

sobrevivência da espécie humana, como para as demais formas de vida. Ações de preservação e reaproveitamento da água devem ser incentivadas em atividades de educação ambiental.

A água compõe 80% da superfície do planeta Terra. Apesar desse grande percentual, a distribuição não é uniforme. Há regiões que tem água em abundância e a população é pequena (Amazonas). O risco de faltar esse recurso natural pode ocasionar guerras entre nações considerando que a porcentagem de água doce é pequena (2,4%) comparando com a da água salgada (97,1%). Além de que, parte da água doce não é utilizada pelo homem por encontrar-se em geleiras ou poluída (HIRATA, 2000).

Ações humanas causam poluição da água. A água poluída transmite inúmeras doenças como cólera, hepatite, febre tifoide, verminoses, entre outras (QUALIDADE, 2013). O rio Capibaribe nasce em Porção, Pernambuco, banha 42 municípios pernambucanos inclusive a cidade de Recife, desaguando no Oceano Atlântico. A bacia hidrográfica desse Rio abrange uma área de 7.716 m2 com 74 afluentes. Esse Rio tem grande importância histórica e social na formação e no desenvolvimento do Estado. Nesse contexto, destaca-se a importância analítica da qualidade da água não só a que é consumida, como também, a que é utilizada para outros fins.

A água para ser utilizada pelo homem deve obedecer à Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA que estabelece normas e padrões para cada tipo de água em função da classificação (BRASIL, 2005). As bactérias do grupo coliformes são utilizadas como indicadores de contaminação fecal por se encontrarem nos intestinos de todos os mamíferos e, por conseguinte serem eliminadas nos seus dejetos. A facilidade das técnicas de detecção e o desenvolvimento de metodologia com esses micro-organismos contribuem para a utilização dessas bactérias em avaliações microbiológicas como indicadores de contaminação fecal (CPRH, 2008).

O presente trabalho tem por finalidade avaliar a qualidade microbiológica da água do rio Capibaribe quanto a coliformes totais, coliformes termotolerantes e contagem padrão de bactérias.

METODOLOGIA

Amostragem

A água do rio Capibaribe foi coletada em seis estações de coleta de água entre a Ilha do Retiro e o bairro Joana Bezerra, no período entre dezembro de 2012 e fevereiro de 2013. Os resultados correspondem à média entre as análises realizadas.

Determinações microbiológicas

A determinação do número mais provável de coliformes totais e termotolerantes foi realizada pela técnica de tubos múltiplos, utilizando 10 mL do caldo lactosado, distribuído em cinco tubos de ensaio, no teste presuntivo (37 ^{o}C/24-48 h) e caldo EC no teste confirmativo (44,5 ^{o}C/48 h); o resultado foi determinado por tabela estatística e expresso em número mais provável (NMP) por 100 mL da amostra (APHA, 1998).

A contagem total de bactérias foi realizada em duplicata, utilizando placas de PETRIFILM e após 48 h a 37 ^{o}C, o resultado foi expresso em unidades formadoras de colônias por mililitro - UFC/mL (APHA, 1998).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 1 ilustra o rio Capibaribe que corta a cidade do Recife onde se observa um crescimento habitacional ao longo do leito do Rio. Nesse trecho, foram coletadas amostras para análise microbiológica neste trabalho.



Fonte: www.googleearth

Figura 1 Rio Capibaribe na área urbana de Recife

O Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Capibaribe foi criado em 23 de março de 2007 em assembléia geral e homologado no mesmo ano pelo Conselho Estadual de Recursos Hídrico através da Resolução 07/2007. Considerando que o rio Capibaribe é da Classe 2, suas águas são utilizadas para abastecimento humano após tratamento convencional, recreação, além de irrigação de hortaliças e plantas frutíferas, dentre outros múltiplos-usos da água (BRASIL, 2005).

A tabela 1 apresenta a média dos resultados de coliformes totais e de coliformes termotolerantes. Foi determinada poluição microbiológica em todo trecho do Rio investigado. Os valores de coliformes totais e de coliformes termotolerantes variaram entre 10^7 a 10^8 NMP/100m. Apenas no bairro de Afogados em Recife (estação de coleta 1), o número de coliformes totais foi dez vezes maior que o de coliformes termotolerantes. Essa área é coberta de mangue e por isso há coliformes oriundos de vegetação. Ressalta-se que a presença de mangue em outras estações de coleta não influenciou o número de coliformes determinados.

Tabela 1 Média dos resultados de coliformes totais e termotolerantes

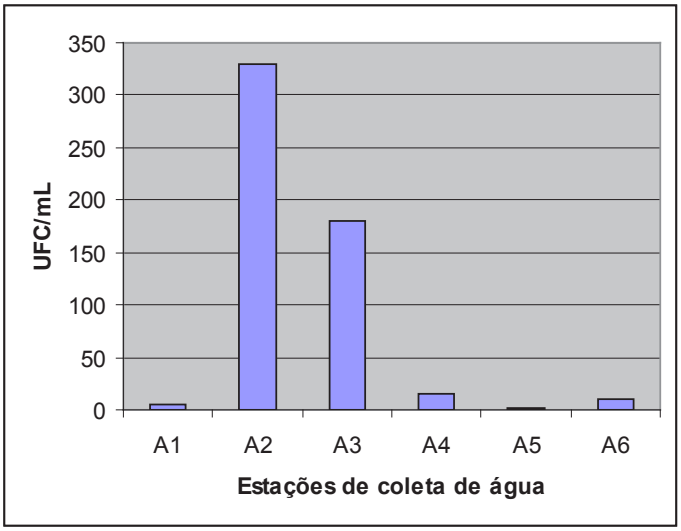
Estação de coleta	Coliformes Totais	Coliformes termotolerantes
Rua Imperial com a rua Realeza	$2,2x10^8$	$1,1x10^7$
Rua Felipe Moura com estrada dos Remédios	$>6,9x10^8$	$>5,1x10^8$
Rua Tabaiares	$>6,7x10^8$	$>6,9x10^8$
Próximo ao Viaduto Chico Science	$3,6x10^7$	$3,6x10^7$
Av. Beira Rio, próximo ao Sport Club do Recife	$3,6x10^7$	$1,1x10^7$
Ponte Joana Bezerra	$3,6x10^7$	$3,6x10^7$

Esses resultados obtidos foram comparados com o valor máximo estabelecido de colifomes termotolerantes para a classe 2 - água para uso de recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático, mergulho, e para os demais usos, não deverá exceder um limite de 1.000 coliformes termotolerantes por 100 mililitros, de

acordo com a resolução CONAMA nº 274 (BRSIL, 2000). Logo, a poluição microbiológica excede cerca de quatro a cinco vezes mais o valor da legislação vigente.

A Figura 1 apresenta os resultados de contagem padrão de bactérias determinados na água do rio Capibaribe em Recife. A maior contaminação bacteriológica 10^9 UFC/mL foi determinada nas estações de coleta (A2 e A3) onde . Nesse local, no momento da coleta, foram evidenciados lixo e lançamento de esgoto doméstico que contribuíram diretamente para o aumento da contaminação bacteriana no rio Capibaribe.

Figura 1 Contagem padrão de bactérias no rio Capibaribe (x 10^7 UFC/mL)



Legenda: A1 = Rua Imperial com rua Realeza; A2 = Rua Felipe Moura com estrada dos Remédios; A3 = Rua Tabaiares; A4 = Próximo ao Viaduto Chico Science; A5 = Av. Beira Rio próximo ao Sport Club do Recife; A6 = Ponte Joana Bezerra

A Figura 2 ilustra a poluição em um canal do rio Capibaribe devido às construções irregulares nas margens cujo trecho encontra-se drenado pelo homem. Esgotos domésticos são direcionados a esse Canal e resíduos sólidos estão acumulados de forma indiscriminada. Essa poluição causa contaminação na água e doenças de veiculação hídrica podem ser difundidas pela Comunidade. É necessário que o governo implemente drenagem de esgotos e coleta de resíduos, além de incentivar atividades de educação ambiental para que ações da população não causem impacto negativo no meio

ambiente. Ensinar e estimular o acondicionamento e as coletas seletivas de resíduos sólidos domésticos são ações essenciais num país em desenvolvimento.



Figura 2 Poluição em Canal do rio Capibaribe na cidade do Recife

A Figura 3 ilustra o leito do rio Capibaribe no bairro Joana Bezerra em Recife. A grandiosidade desse recurso hídrico é constatada pela extensão de água que será aproveitada para navegação em projetos a serem implementados. A poluição antrópica causada principalmente pela falta de saneamento básico e por criatórios de camarões nas margens desse Rio deve ser evitada. A produção de camarão próxima ao leito do Rio altera a qualidade da água devido a produtos tóxicos utilizados.

O desenvolvimento de atividades de lazer, de transporte por navegação e de economia são fundamentais para o desenvolvimento sustentável. As águas do rio Capibaribe com qualidade, de acordo com a legislação vigente podem servir para irrigar plantações de alimentos que propociem uma alimentação saudável e rendimentos aos moradores que residem no entorno desse Rio, além de incentivar as atividades náuticas do turismo.

A literatura apresenta vinte e quatro estações de coleta de água monitoradas no controle de qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Capibaribe no período de 1995 a 2008. Foi verificado que a água estava muito poluída na estação coletada na ponte, localizada na Rua Engenheiro Abdias de Carvalho na Ilha do Retiro em frente ao

Sport Club de Recife. Ressalta-se que dentre os diversos parâmetros analisados oxigênio dissolvido, demanda bioquímica e coliformes fecais foram determinados em periodicidade não uniforme.



Figura 3 Rio Capibaribe na cidade do Recife, próximo ao Real Hospital Português

Foster e Hirata (2003) verificaram que as atividades que mais contribuem para a origem de cargas contaminantes nos recursos hídricos, são provenientes da ação humana, que aumentam exponencialmente à medida que o desenvolvimento urbano, a produção industrial e a produção agrícola aumentam.

CONCLUSÕES

- O rio Capibaribe na cidade de Recife apresenta contaminação microbiológica por bactérias, principalmente *E. coli;*.
- há falta de saneamento básico nas construções irregulares ao longo do leito do rio Capibaribe na cidade de Recife;
- a comunidade que habita próximo ao rio Capibaribe em Recife deposita lixo doméstico e lança esgoto diretamente nesse recurso hídrico;
- atividades lúdicas de educação ambiental devem ser realizadas em comunidades ribeirinhas visando melhor qualidade de vida.

REFERÊNCIAS

APHA- Amrican Public Health Association, American Water Works Association e Watter Environment Federation; **Standard Methods for the Examination of Examination of Water and Wastewater.** 18th ed., Estados Unidos da América: Victor Graphics, Inc., 1992.

CPRH- Agência Estadual de Meio Ambiente d Recursos Hídricos. **Relatório Grupos de pequenos rios litorâneos** – GL – 2. Recife: CPRH, 2008.. 55 – 62.

FOSTER, S. S. D.; HIRATA, R. Contaminación de las águas subterráneas. Organização Mundial de la Salud. Organização Panamericana de la Salud, Centro Panamericano de Ingenieria Sanitária y Ciências Del Ambiente. Lima, Peru, 1987.

HIRATA, R. Recursos Hídricos. In: TEIXEIRA, W. et al (orgs.). **Decifrando a Terra**. São Paulo: Oficina de Textos, 2000.

QUALIDADE das águas. Principais Doenças Relacionadas com a Água. Disponível em: <http://www.uniagua.com.br/default.asp?tp=3epag-qualidade.htm>. Acesso em: 11 mar 2013.

SALGUEIRO, A. A.; REGO, R. P.; GAZINEU, M. H. P.; FERREIRA, S. R. M.; REGO, R. C. P.; PAIVA, S. C. Diagnóstico da qualidade de água no entorno do aterro sanitário em Rio Formoso, Pernambuco, Brasil. In: **Água subterrânea e Dessalinização**, Série Encontro das Águas, n. 2, 2006, p. 61-70.

WHO – World Health Organization (apud 1993, Guerra, N. M. M.) Ocorrência de *Pseudomonas aeruginosa* em água potável. **Acta Biol. Sci.** v. 28, 2006, p. 13-18.

ICTIOFAUNA E O ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO – PE, BRASIL

Lourenço Lorena[1]; Goretti Sônia – Silva[2]

[1] Estagiária do Laboratório de Biologia Marinha – UNICAP

[2] Pesquisadora e docente - Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP). Centro de Ciências Biológicas e Saúde (CCBS). e-mail: goretti@unicap.br

Resumo

O estuário de rio Formoso (PE, Brasil) representa ecossistema relevante por ser um criadouro natural de animais comestíveis e comercializáveis. A pesca artesanal é referida na comunidade pesqueira de rio Formoso, como a captura de animais marinhos com a utilização rudimentar de instrumentos de pesca, além do uso de embarcações para exercício da atividade pesqueira. Contudo, o estuário está sujeito a impactos ambientais, principalmente pela ação antrópica, devido à falta de preocupação com o uso desordenado dos recursos naturais. Portanto, objetiva avaliar a hidrologia e diversidade da ictiofauna do estuário do rio Formoso (PE – Brasil). Os dados de amostragens foram realizados mensalmente ao estuário, no período de julho a dezembro de 2012. Parâmetros, temperatura da água (°C), coletas de amostras de água, salinidade e potencial de hidrogenação (pH) foram aferidos no estuário. A hidrologia estuarina foi caracterizada por flutuações na salinidade, temperatura e potencial hidrogenação (pH). A ictiofauna esteve representa pelas famílias, Gerreidae, Lutjanidae, Achiridae, Pleuromectidae, hemirhamphidae, Acantaridae, Tetradontidae, Carangidae, Eleontridae, Centropomidae e Mugilidae. Redes de pesca e alterações hidrológicas intervêm na ictiofauna estuarina.

Palavras-chave: Ictiofauna, hidrologia e estuário

INTRODUÇÃO

A palavra estuário é derivado do adjetivo latino aestuarium, abrupta de grande altura, fazendo referencia a um ambiente altamente dinâmico, com mudanças constantes em resposta a forças naturais. Este termo é utilizado genericamente para indicar o encontro do rio com o mar, caracterizando uma foz litorânea. Portanto, um ecossistema de transição entre o oceano e o continente, havendo uma complexidade e a vulnerabilidade de ações antropicas. Em condições naturais, os estuários são biologicamente mais produtivos do que os rios e oceanos adjacentes, por apresentarem altas concentrações de nutrientes que estimulam a produtividade biologica (Miranda *et.al.,*2002). A riqueza biológica desse ecossistema costeiro faz com essas áreas sejam os grandes "berçários" naturais tanto para as espécies característica desses ambientes como para os peixes que recursos pesqueiros relevantes para as comunidade litorâneas.

No estuário de rio Formoso, litoral sul de Pernambuco, Brasil, o estuário representa ecossistema importante para a população local, por ser um criadouro natural de animais comestíveis e comercializáveis (SILVA, 2003); a pesca artesanal é referida na comunidade pesqueira de rio Formoso, como a captura de animais marinhos com a utilização rudimentar de instrumentos de pesca, além do uso de embarcações para exercício da atividade pesqueira. No entanto, esse estuário está sujeito a impactos ambientais, principalmente pela ação antrópica, devido à falta de preocupação com o uso desordenado dos recursos naturais (BRITO, 2004). Verificando a diversidade da ictiofauna no estuário e fluxo hídrico é essencial na distribuição de organismos marinhos, o presente trabalho objetiva avaliar a ictiofauna e hidrologia do estuário do rio Formoso, PE, Brasil.

MATERIAL E METODOS

Os dados de amostragens foram realizados mensalmente ao estuário de rio Formoso – PE – Brasil (latitudes 8° 38,377' e 8° 40,720' S e longitudes 35° 05,424' e 35° 06, 682' W), no período de agosto a dezembro de 2012. Levantamento de dados de captura de peixes e o tipo de malha utilizada foram avaliados. Registros de temperatura da água (°C) foram efetuados no local por meio de termômetro de mercúrio com precisão de 0.5 ºC; coletas de amostras de água, para a determinação da salinidade e potencial de hidrogenação (pH) também foram aferidos. Após o acompanhamento e

a captura das espécies na rede de arrasto, os espécimes de peixes foram colocados em caixas de isopor com gelo (conservação) e encaminhados ao laboratório de Zoologia da Universidade Católica de Pernambuco para posterior analise e identificação através de bibliografia pertinente. Em laboratório, os espécimes triados foram acondicionados em depósitos de vidro previamente identificados e mantidos em formol a 4%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A hidrologia estuarina foi caracterizada por flutuações na salinidade, devido ao fluxo de entrada de água doce/ água salgada e, pelo aumento ou diminuição da temperatura, decorrente de mudanças sazonais nas condições climáticas. Dados coerentes registrados por Roy *et. al., (*2001). Segundo esses mesmos autores, a distribuição das características hidrológicas é determinante na distribuição da biota aquática marinha. A temperatura da água intersticial nas estações estudadas no estuário de rio Formoso, Pernambuco (Brasil), variou de 20 a 39^{o}C. Houve variação significativa em função do período estacional (seco e chuvoso). Dados coerentes com as pesquisas feitas por Miranda e Pereira (1990) quando registraram temperatura da água no manguezal do rio Ceará (Brasil), em torno de 32^{o}C no mês de fevereiro. Houagne *et al.* (1999), fez referências que a temperatura da água está intimamente ligada as variações da temperatura do ar. Macedo *et al.* (2000) em estudos no Canal de Santa Cruz (Itamaracá) afirmaram que a temperatura varia sazonalmente e apresenta pequenas diferenças entre as camadas superficial e profunda, com uma pequena estratificação térmica e isto interferem nos recursos pesqueiros. Peixes Arellano – Martinez (2000) ao fazer uma análise bioquímica da coluna d´água nas águas do Porto de Pichilingue (México), mencionou que durante o inverno as temperaturas são baixas,em torno de 20,5^{o}C e no período de verão são mais elevadas, com média de 29,5^{o}C. Ostini *et al.* (1994) afirmaram que a temperatura da água é um fator limitante na distribuição de espécies marinhas. O potencial de hidrogenação (pH) também pode influenciar no desempenho no desenvolvimento de espécies marinhas. Observou-se, neste trabalho, que o potencial de hidrogenação (pH) variou entre 7,0 e 8,5, favorecendo a frequência da ictiofauna no estuário; este parâmetro abiótico é uma variável marcante nos ambientes aquáticos, podendo influenciar muitos fenômenos químicos e biológicos. O potencial de hidrogenação (pH) também, atua sobre as comunidades aquáticas

diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo, portanto, no transporte iônico intra e extra celular e entre os organismos e o meio.

Vários fatores são determinantes na biologia das espécies de peixes estuarinos, como afirma VAZZOLER (1996) relatando que dentre os fatores ambientais que afetam a maturação das gônadas dos peixes, estão as precipitações pluviométricas, temperatura da água, luz, pH e disponibilidade de alimento. Vieira e Music (1993) registraram que a variação sazonal na composição da fauna de peixes estuarinos está diretamente vinculada ao habitat específico amostrado e aos métodos e técnicas de pesca empregados na amostragem.

No estuário do rio Formoso (PE, Brasil) existe uma diversidade de peixes representadas pelas famílias, Gerreidae, Lutjanidae, Achiridae, Pleuromectidae, hemirhamphidae, Acantaridae, Tetradontidae, Carangidae, Eleontridae, Centropomidae e Mugilidae. As espécies *Mugil curema (tainha de olho de fogo), Mugil Liza (curimã) e Mugil trichodon (Olho preto)* foram bem representadas no estuário. *As espécies Diapterus rhombeus (carapeba) e Eugerres brasilianus (carapitinga)* ocorrem com frequência em todo estuário. A pesca de arrasto e a de rede do tipo tarrafa são algumas das artes de pescas utilizadas pelos pescadores da região, contudo ações antropicas vem interferindo na distribuição dos peixes, devido ao uso inadequado de redes de pesca. Andrade *et al*. (2000) estudando a pesca do estuário do Rio Vaza-Barris (SE) registraram impactos ambientais no sistema hídrico estuarino. Os apetrechos utilizados na pesca nos estuários brasileiros são diversificados, variando entre os agressivos e os menos agressivos aos sistemas marinhos (ALCÂNTARA, 2000). O impacto dos arrastos na composição percentual das espécies que integram essa fauna varia em função da área de pesca, profundidade e época do ano (RUFFINO e CASTTELO, 1992).

CONCLUSÃO

1. A hidrologia estuarina foi caracterizada por flutuações na salinidade, temperatura e potencial de hidrogenação (pH).
2. Os impactos antropicos foram causados principalmente pela captura de espécies juvenis
3. A rede de arrasto representa o artefato mais impactante por haver mais espécies jovens na produção.

REFERENCIAS

ALCÂNTARA, A. V. Caracterização da Pesca do Estuário do Rio Vaza-Barris, Estado de Sergipe. In: MANGROVE 2000, SUSTAINABLE USE OF ESTUARIES AND MANGROVE: CHALLENGES AND PROSPECTS. 2000, Recife. **Anais**... Recife, 2000 1 CD.

ANDRADE, L. C. S.; et al. Pesca Artesanal e sua Relevância no Monitoramento da Ictiofauna do Manguezal do Rio Formoso, Pernambuco – Brasil. In: MANGROVE 2000, SUSTAINABLE USE OF ESTUARIES AND MANGROVE: CHALLENGES AND PROSPECTS. 2000. Recife. **Anais**... Recife, 2000. 1CD

ARELLANO – MARTÍNEZ, M. Análisis bioquímica del seton disponible para las moluscos bivlavos en la radas del Puerto de Pichilinge (México). **Revsta. de Biol.. Mar. y Oceanogr.** México, v. 35, n. 1, p. 49 – 56. 2000.

BRITO, Viviane Barros de. **Avaliação socioeconômica da comunidade pesqueira e algumas considerações ambientais do estuário de Rio Formoso- PE-Brasil, através da distribuição do camarão Litopenaeus schimitti (Linnaeus, 1763).** 2004. 32 f. Monografia (Especialização em Ambientes Aquáticos) - Universidade Católica de Pernambuco, Recife.

HOUAGNE, A.M.;HILL,A.E.;SIMPSON,J.H.;BOWERS,D.G. Diurnal and tidal variation of temperature and salinity in the Ponta Rasa mangrove swamp. Mozambique. **Estuar. Coastal and Shelf Sci.** v. 49, p. 251 – 264. 1999.

MACEDO, S.; MONTES,M.de J. FL; LINS, I. C. Características abióticas da área**.** In: BARROS,H. M.; MACEDO,S.J.; ESKINAZI-LEÇA, E; LIMA,T; (Ed.). **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais**. Recife: Ed. Universitaria da UFPE, 2000. p. 7 – 25

MIRANDA, P. ;PEREIRA, S. M. B. Macroalgas bentônicas no manguezal do Rio Ceará (Ceará – Brasil). II – Distribuição em função das condições hidrológicas. **Arq. Ciênc. Mar,** v. 28, p. 39 – 52. 1990

OSTINI,S.; FILHO, J. D. S.; BASTOS. A. A. Fixação larval do mexilhão *Perna perna* (Linnaeus, 1758) (Mollusca, Bivalvia) sobre substrato natural e artificial da região de Ubatuba, SP. Bolm. Inst. de Pesca. v.21, p. 61 – 69. 1994.

RUFFINO, M. L., CASTTELO, J. P. Alterações na ictiofauna acompanhante da pesca do camarão-barba-ruça (*Artemesia longinaris*) nas imediações da Barra do rio Grande, Rio Grande do Sul, Brasil. **Neurítica**, Curitiba, 7 (1-2): 43-45. 1992.

ROY,P.S.;WILLIAMS,R.J.;JONES,A.R.;YASSINI,I.;GIBBS,P.J.;COATES,B.;WEST, R.J.;SCANES,P.R.;HUDSON,J.P.;NICHOL,S.. Structure and funcion of South east Australian estuaries. **Estuar. Coastal and Shelf Sci.** v. 53, p. 599-626. 2001

SILVA, G. S. **Bivalves endofaunais do manguezal do Rio Formoso, Pernambuco (Brasil): composição, relações com fatores abióticos e seu papel como recurso pesqueiro para comunidade de pescadores**. 107 f. 2003.Tese - Universidade Federal de Pernambuco, Recife.

VAZZOLER, AEAM. Biologia da reprodução de peixes teleosteos: teoria e pratica. EDUEM, Maringa, 169p. 1996.

VIEIRA, J.P. e MUSIC, J.A. Latitudinal patterns in diversity os fishes in warm temperature and tropical estuarine waters of the western Atlantic. ***Atlântica,*** 15 (u): 115-133. 1993

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL DOS RECURSOS HÍDRICOS NA CIDADE DE BRAGANÇA, PARÁ

Marcos Ronielly da Silva Santos
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará– Campus Bragança.E-mail:mronielly@yahoo.com.br

Milena de Nazaré da Silva Santos
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – Campus Bragança. E-mail:milenasantos45@yahoo.com.br

Igor Padilha Souza
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – Campus Bragança. E-mail:igorsouza_21@yahoo.com.br

Fernanda Regina Aviz
Estudante de Graduação em Tecnologia em Gestão Ambiental, pelo Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará – Campus Bragança. E-mail:nanda_aviz@hotmail.com

Resumo

Este trabalho fez um diagnóstico ambiental dos recursos hídricos na cidade de Bragança Pará, abordando os problemas socioambientais resultantes do processo de degradação ambiental dos mesmos. Para realização deste diagnóstico foram feitas algumas coletadas de dados, desde a nascente ate a foz dos rios, por meio de visitas em campo e entrevistas. De acordo com os resultados obtidos verificou-se o alto índice de desmatamento da mata ciliar e a degradação irreversíveis de alguns corpos d'água da cidade. Mediante ao exposto faz-se necessário ressaltar também, o forte assoreamento provocado por construções irregulares nas margens dos rios, provocando enchentes e

perigo as pessoas que vivem nestas áreas. Desta forma cabe a efetivação de um plano de Gestão Ambiental para o município, bem como o desenvolvimento de projetos e ações mitigadoras para as resoluções dos impasses ambientais.

Palavras-chave: Degradação Ambiental, Urbanização e Gestão Ambiental

INTRODUÇÃO

Até poucas décadas atrás, o Brasil era um país de economia agrária e população majoritariamente rural. Hoje,oito em cada dez brasileiros vivem em cidades; a concentração de pessoas em centros urbanos traz uma série de implicações, sejam elas de ordem social, econômica ou ambiental. O crescimento urbano desordenado aliado à falta de sustentabilidade ambiental provoca grandes impactos nos recursos naturais, principalmente nos recursos hídricos que cortam as cidades amazônicas.

A urbanização do país se intensificou originandoas megalópoles, mas atualmente está afetando cada vez mais as cidades de pequeno e médio porte. À medida que as cidades foram crescendo ocorreu um processo de adensamento populacional, causando assim um aumento na demanda por habitação. Sendo inevitável a invasão de terrenos, propriedades privadas e áreas de riscos, caracterizando o famigerado crescimento desordenado. O crescimento urbano, associado à falta de planejamento e negligência do poder público vem permitindo que importantes áreas ambientais, situadas no interior das cidades, venham sendo ocupadas e perdendo suas funções originais (FRAGA, 2009).

As cidades amazônicas encontram-se envolvidas por uma gama de rios, córregos, igarapés, cursos d'água, que ficam a margem da dinâmica da cidade/urbano, passando por grandes passivos ambientais. Rios podem ser definidos como um amplo corpo de água em movimento, confinado em um canal, suas margens tem sido o centro preferido de habitações humana, e o suprimento de suas águas não só fertiliza os campos, como também fornece energia e permite a recreação (CUNHA, 2012)

Assim como outras cidades da região, Bragança encontra-se envolvida por uma gama de rios, passando por grandes passivos ambientais. Esse grande número de cursos d'água é devido à presença da bacia hidrográfica do rio Caeté. No entanto apesar, deste aspecto, esta realidade é extremamente preocupante, em virtude do alto nível de degradação desses ecossistemas, resultado direto da ação indiscriminada do homem

verificado pelo mau uso do solo, desmatamento, queimadas e cujas consequências são danosas para a geração atual e futura.

Neste contexto também é válido ressaltar a destruição das matas ciliares, que são ecossistemas aquático/terrestre que margeiam os cursos d´água e tem uma importância fundamental, estabelecendo funções ecológica, biológica e socioeconômica. O Código Florestal Brasileiro (Lei 7511, de julho de 1986), estabelece que a faixa mínima a ser mantida para proteger a vegetação considerada de preservação permanente é no de 30m para rios com até 10m de largura, aumentando proporcionalmente com a largura do rio.

A Lei proíbe a supressão total ou parcial destas florestasqueatuam como um elemento básico de proteção dos recursos hídricos, e apresentando diversos benefícios tanto do ponto de vista utilitarista, em relação direta ao ser humano, quanto do ponto de vista efetivamente ecológico, para a preservação do equilíbrio ambiental e, consequentemente, da biodiversidade.

MATERIAL E MÉTODO

O presente trabalho foi realizado na cidade de Bragança/Pará que esta situada na mesorregião do nordeste paraense e na microrregião bragantina, ficando 210 km de distância da capital do estado do Pará. O município possui uma área de 2.092 km^2, entre as coordenadas 1º 03’ e 46º 46’; com uma altitude equivalente a 20 m. A população do município é de 113,227 mil habitantes, com uma densidade demográfica de 54,13 hab/km^2 (IBGE, 2010). Sua principal economia provém da atividade pesqueira e da agricultura familiar.

A metodologia aplicada para o desenvolvimento desta pesquisa deu-se em três fases, a primeira foi realizado um levantamento bibliográfico referente aos artigos e dissertações sobre os seguintes temas: recursos hídricos, áreas de proteção permanentes, e dados que mostram a dinâmica do crescimento urbano e a caracterização da cidade.

Na segunda realizou-seo trabalho em campo, no intuito de identificar e caracterizar as nascentes dos rios; possibilitando assim a coleta de pontos de GPS, registros fotográficos, entrevistas com os moradores no leito dos rios a fim de caracterizar as Áreas de Proteção Permanentes (APPs).

E por fim foi feito a análise de uma imagem de Satélite Spot 5, que possibilitou a identificação espacial dos recursos hídricos, desta forma analisamos também a planta urbana da cidade e criou-se uma superposição das imagem onde obteve-seos resultados.

RESULTADO E DISCUSSÃO

Os recursos hídricos compreendem a água, em estado puro ou não e suas propriedades químicas, físicas e bióticas, tem um papel fundamental na preservação e manutenção da vida, ligados diretamente à reprodução humana (PRETTE, 1998). Tais recursos possibilitaram a formação de inúmeras cidades, principalmente na Amazônia. Contudo o crescimento irregular das cidades tem causado sérios danos nestes ambientes, sendo muitas vezes classificados como irreversíveis. Ações antrópicas sem sustentabilidade ambiental, tem feito uma forte pressão sobre esses recursos naturais, aliando-se a falta de fiscalização e planejamento urbano.

Na cidade de Bragança essa realidade é vigente, os recursos hídricos tem sofrido uma grande pressão com as modificações da sociedade, devido ao crescimento urbano nas últimas duas décadas, oriundo do crescimento desordenado e a falta de conscientização das pessoas em relação ao ambiente por elas vivenciado. Segundo alguns moradores a população local já não utiliza esses recursos como outrorapara serviços domésticos, lazer, e ate para navegar; devido ao alto grau de degradação que os mesmos se encontram.

Os resultas obtidos foram decorrentes da coleta de cinco (5) pontos registrados nas nascentes dos recursos hídricos existentes na cidade de Bragança (figura 01), analisando assim deste sua nascente até a foz dos rios. Cabe ressaltar que alguns destes recursos não tiveram nomes específicos apenas o rio principal que corta a cidade, denominado de Cereja e seus afluentes. Confirmando assim que a importância da preservação destes recursos naturais ficou por muito tempo esquecido pela sociedade e politicas públicas locais.

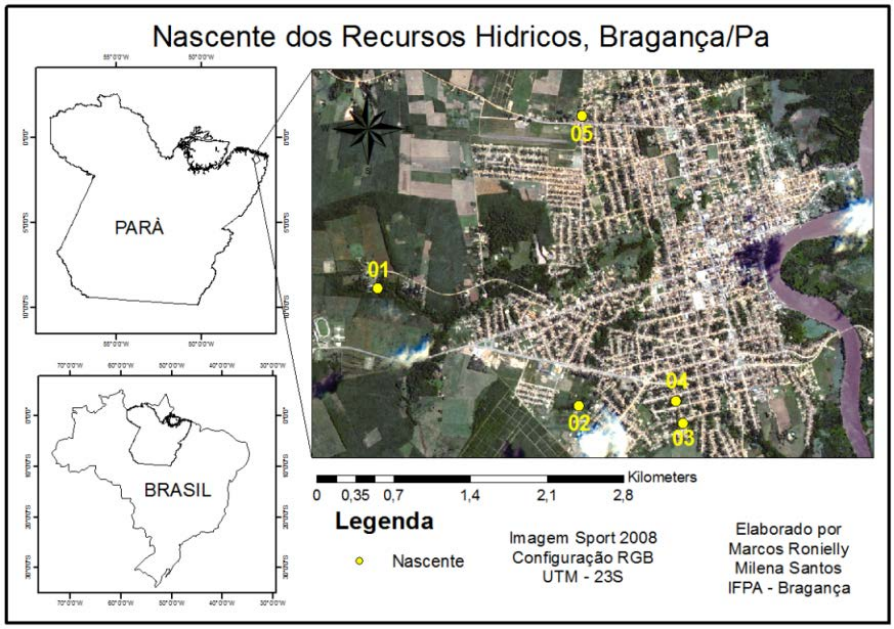


Figura 01: Mapa das nascentes de Bragança-Pa. **Fonte:** Laboratório de Geografia – IFPA Bragança

No ponto 01, encontra-se a nascente do rio cereja nesta área a mata ciliar encontra-se bem preservada e com bons bio-indicadores do ambiente como a ausência de resíduos, agua clara e morfos, no entanto é notório que conforme a aproximação do rio para a zona urbana, essa característica vai se diferenciando, decorrente do desmatamento da mata ciliar e a construção de moradias no leito do rio. (figura 02)



Figura 02: Margem do Rio Cereja. **Fonte:** Marcos Ronielly

O ponto 02é uma nascente efêmera, carregando água apenas durante ou imediatamente após chuvas, apresentando desta forma um pouco de mata ciliar, porém

cabe ressalta que esta área esta sendo invadida por moradores locais a que resulta em mais degradação ao longo deste recurso hídrico.

O ponto 03, 04 e 05 foram sobrepostos na imagem de alguns rios existentes na cidade conforme a planta urbana (figura 03), analisando as duas imagens é possível verificar que esses recursos hídricos não existem mais devido ao alto grau de assoreamento decorrente das construções irregulares e comprovados mediante a entrevista com moradores. Nestas áreas é nula a existência de mata ciliar provocada pelo adensamento urbano.



Figura 03: Planta da cidade de Bragança. **Fonte:**IBGE, 2012.

Outro processo analisado foi nas áreas de assoreamento, observou-se que nestes locais com a perda da mata ciliar há uma proliferação e ocupação destes espaços por capim de uma única espécie. As áreas que apresentam um alto grau de assoreamento foram identificadas próximo as principais vias publicas da cidade, equiparando-se com grandes construções públicas e privadasque contribuem para o assoreamento e poluição dos recursos hídricos.

A partir dos dados e imagens coletados, tornou-se notório que os recursos hídricos na cidade de Bragança-Pará, estão sofrendo um grande processo de degradação

ambiental, decorrente da falta de planejamento e gestão ambiental, esses recursos estão ficando mais vulneráveis com o crescimento urbano-populacional da cidade. Desta forma constata-se que muito deles já desapareceram ficando apenas na memoria de alguns moradores.

CONCLUSÃO

1. Ausência de fiscalização e de política pública
2. Altos níveis de degradação, expressos por meio do desmatamento da mata ciliar, ocasionando o assoreamento e a contaminação do curso d'água.
3. Presença de usuários que precisam passar por um processo de educação ambiental.
4. O aumento populacional e consequentemente o aumento da cidade começam a pressionar estes ambientais, aumentando a degradação.

BIBLIOGRAFIA

CUNHA, Sandra Baptista da; Guerra, Antônio José Texeira. **A questão Ambiental: diferentes abordagens.**7.ed. Rio de janeiro: Bertrand Brasil, 2012

FRAGA, Josélia Maria Lourence. **Conflito Socioambiental em Área de Preservação Permanente: Vila da Paz, Ipatinga – MG**. Porto Alegre: UFRGS, 2009.

PRETTE, M.E.;ROSS, J.L.S. **Recursos hídricos e as bacias hidrográficas: âncoras do planejamento e gestão ambiental**. Revista do Departamento de Geografia, n.12, p.89-121, 1998.

BIOMONITORAMENTO EM ÁGUAS ESTUARINAS DE RIO FORMOSO – PE, BRASIL

Maria Cleudenôra Cássia Mororó[1]; Goretti Sônia – Silva[2];

[1] Estagiária do Laboratório de Biologia Marinha – UNICAP

[2] Pesquisadora e docente da Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP). Centro de Ciências Biológicas e Saúde (CCBS). e-mail: goretti@unicap.br

Resumo

Os estuários são áreas marinhas propícias à identificação de impactos ambientais, por possuírem organismos que apresentam adaptações evolutivas ou limites de tolerância a determinadas condições ambientais; fato observado no estuário do rio Formoso que se encontra localizado a 70 km da cidade do Recife, no Município de Rio Formoso (08°39'49' latitude sul e 35°09'31' de longitude oeste). A pesquisa reside em avaliar os impactos ambientais no estuário do rio Formoso, registrando os espécimes de moluscos bioindicadores. Em campo amostragens abióticas e bióticas foram realizadas, mensalmente, durante a baixa-maré diurna, no período de setembro de 2012 a dezembro de 2012, em duas estações definidas. Os bioindicadores foram coletados e avaliados pela Densidade Específica (Ind./m^2) e pela Abundância Relativa (Ar= n x 100/ N = x %). O número total de espécimes presentes nas estações foi de 777 indivíduos, destes, 45,94% foram encontrados no mês de setembro. A salinidade variou de 18 a 35 nas estações prospectadas. A hidrologia estuarina foi caracterizada por flutuações da salinidade, variações térmicas e oscilação do potencial Hidrogeniônico (pH). Os percentuais das frações granulométricas (60%) definiu o ambiente estuarino de rio Formoso com granulometria arenosa e as alterações do ecossistema estiveram associadas ao conjunto de estressores antropogênicos.

Palavras-chave: impacto ambiental, monitoramento, Rio Formoso.

INTRODUÇÃO

A sociedade humana está cada vez mais preocupada com uso intensivo e extensivo de produtos químicos e seus efeitos para os ecossistemas. O ser humano vem provocando uma serie de mudanças no ambiente em busca da matéria prima utilizada na produção de bens de consumo. Diante dessas transformações no quadro natural,

surgiram ações ambientais voltadas para a redução dos impactos antropogênicos e, ainda assim agentes químicos têm causado poluição, contaminação e alterações nos ciclos biológicos de espécimes marinhos (ROCHA et. al., 2004). Impacto ambiental é qualquer alteração das propriedades física, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia, que seja resultante de forma direta ou não das ações do homem, afetando a saúde, a segurança e o bem estar da população; as atividades sociais e econômicas; a biota; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente e a qualidade dos recursos ambientais (TOWNSEND et. al., 2006).

Dentre as áreas possíveis de se evidenciar os impactos ambientais com maior nitidez, encontram-se os ambientes aquáticos com expressiva perda da biodiversidade marinha, referenciados pela ocorrência de espécies bioindicadoras nestes ambientes (GOULART e CALLISTO, 2003). Os estuários são áreas que encontramos em sistemas marinhos mais propícios a identificação de impactos ambientais, por serem ecossistemas formados por organismos que apresentam adaptações evolutivas ou limites de tolerância a determinadas condições ambientais e suas alterações (ALBA-TERCEDOR, 1996 apud BAUMART et. al., 2007). Neste sentido, o uso de espécimes seres vivos – indicadores de reação ou de acumulação – para a verificação e avaliação dos efeitos da poluição no ambiente é a melhor forma de realizar uma análise dos impactos ambientais (ARNDT, et. al., 1996 apud MAIA, et. al, 2001).

Os estuários são ecossistemas costeiros que apresentam uma alta produtividade biológica, caracterizada pelo encontro da água doce dos rios com a água salgada do mar, onde os sedimentos trazidos pelos rios são depositados, enriquecendo o solo, acolhendo várias espécies de animais que utilizam a área como berçário natural e fonte de alimento. Nessa área, a diversidade de peixes e crustáceos existentes favorece a atividade pesqueira, servindo como fonte de renda para a comunidade local e contribuindo para um maior abastecimento dos pescados para o consumo humano – são sítios de reprodução e/ou de alimentação para espécies de valor comercial e, esportiva (CLARK, 1996) – e assim propiciando o equilíbrio do ecossistema marinho. O estuário do rio Formoso encontra-se localizado a 70 km da cidade do Recife, no Município de Rio Formoso, com coordenada geográfica de 08°39’49’ de latitude sul e 35°09’31’ de longitude oeste. É conhecido como a cidade dos manguezais, se caracterizando por possuir uma pesca essencialmente estuarina, além de lançar nutrientes para a zona costeira que ao somar-se com a linha de recife de arenito permite o aumento dos micros

nutrientes e macros nutrientes. Diante do fato dos rios trazerem sedimentos do continente sejam matéria orgânica, elementos minerais, dejetos humanos e outros resíduos, a probabilidade de existir resíduos poluentes e contaminantes no estuário se torna muito alta. Sem duvida, os impactos antrópicos vêm se atenuando na região e modificando a estrutura biológica do sistema estuarino (CUNHA *et al.* 2001; CUNHA E TAVARES, 2001; GOMES *et al. 2000;* MESSIA et. al., 1999,2000; SÔNIA-SILVA *et al.*, 2000; 2006). Assim, a pesquisa em questão reside em avaliar os impactos ambientais no estuário do rio Formoso, Pernambuco (Brasil), registrando os espécimes de moluscos bioindicadores ambientais e propiciar novas informações sobre a diversidade biológico, bem como o entendimento dos processos hídricos e edáficos.

MATERIAL E MÉTODOS

O dado climatológico de precipitação pluviométrica (mm) e dados de maré para o ano 2012 foram fornecidos pelo Instituto de Meteorologia - INMET e pela Diretoria de Hidrografia e Navegação do Ministério da Marinha do Brasil, para o Porto de SUAPE, respectivamente.

Em campo amostragens bióticas foram realizadas, mensalmente, durante a baixa-maré diurna, no período de setembro de 2012 a dezembro de 2012, em duas estações definidas. Bioindicadores ambientais foram contabilizados e coletados, utilizando-se um delimitador de PVC com 100 cm de lado, sendo sua área de $1m^2$. Após a coleta dos espécimes, os mesmos foram colocados em sacos plásticos, acondicionados em reservatório com gelo e posteriormente levados ao laboratório da Universidade Católica de Pernambuco para triagem e identificação taxonômica. A identificação da malacofauna foi realizada utilizando-se da literatura pertinente e, todo o material biológico foi armazenado no laboratório de Biologia Marinha da Universidade Católica de Pernambuco – UNICAP. Em seguida, os macroinvertebrados indicadores foram avaliados pela Densidade Específica (Ind./m^2) e pela Abundância Relativa (Ar= n x 100/ N = x %) de espécies em cada estação, através da análise numérica dos dados.. Adotou-se a seguinte classificação para estabelecer as categorias de Abundância Relativa (Ar):

> 70%	Espécies Dominantes

70 % ├ 40%	Espécies Abundantes
40% ├ 10%	Espécies Pouco abundantes
≤ 10%	Espécies Raras

Paralelamente, em cada estação, alguns dados físico-químicos e duas (02) amostras de sedimentos foram coletadas e levadas ao laboratório para as análises e, correlacionadas com as espécimes encontrados

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O número total de espécimes presentes nas estações foi de 777 indivíduos, destes, 45,94% foram encontrados no mês de setembro, 29,21% no mês de novembro e 24,83% no mês de dezembro. Os maiores valores encontrados foram da espécie *Tagelus plebeius*, com um percentual de 68,85%, seguido pela *Neritina virgínea* com 26,89% e pela *Anomalocardia brasiliana* com 4,24%. As espécies citadas são bioindicadoras ambientais.

Quanto ao percentual de espécimes por estação, verificou-se uma diferença significante em seu valor quantitativo. Na estação 01 os espécimes apresentou 40,02% de abundancia e a na estação 02 apresentou 59,97%, ambas estações com presença significativas de bioindicadores tipo *Tagelus plebeius, Neritina virgínea* e *Anomalocardia brasiliana*. De acordo com os estudos realizados por SÔNIA – SILVA *et. al,* (2000), espécies como *Mytella falcata, Lucina pectinata, Iphigenia brasiliana* tiveram valores significantes no estuário.

A salinidade máxima encontrada foi de 35 no mês de novembro de 2012 na estação 02, e a mínima foi 18 na estação 01. As variações na salinidade, possivelmente devem-se as mudanças ocorridas durante as marés e, as diferenças nas taxas de precipitação pluviométrica. Além disso, a proximidade das estações com o continente, também influência na salinidade, resultando em uma água menos salina. Segundo autores, fatores abióticos intervém em alterações significativas nos recursos hídricos (MESQUITA et. al., 2006). Para Macedo *et al.* (2000), a distribuição da salinidade, além da dinâmica de um ecossistema aquático, são fatores preponderantes na distribuição da biota marinha.

De uma maneira geral, os valores térmicos obtidos durante a baixa-maré foram acima de 25°C, sendo possível observar o valor máximo de 30°C na estação 01. Além disso, podemos identificar que em ambas as estações estudadas, o percentual de variação da temperatura foi pouco, havendo oscilações mais acentuadas apenas no mês de novembro, caracterizando dessa forma uma presente estabilidade. A hidrologia estuarina foi caracterizada por flutuações na salinidade e variações térmicas, devido ao fluxo de entrada de água doce e de água salgada; pelo aumento ou diminuição da temperatura, decorrente de mudanças sazonais nas condições climáticas (Roy *et. al.,* 2001). Segundo esses mesmos autores, a distribuição das características hidrológicas é determinante na distribuição dos bioindicadores ambientais. Arellano – Martinez (2000) ao fazer uma análise bioquímica da coluna d´água nas águas do Porto de Pichilingue (México), mencionou que durante o inverno as temperaturas são baixas, em torno de 20,5^{o}C e no período de verão são mais elevadas, com média de 29,5^{o}C.

O potencial Hidrogeniônico (pH) do fluxo hídrico do estuário do rio Formoso teve uma oscilação, alternando desordenadamente entre valores ácidos e alcalinos. O valor máximo de pH encontrado foi de 10 na estação 02, e o valor mínimo foi de 0,9 na mesma estação. Contudo, a média de pH em áreas marinhas oscila em torno de 7,0 a 8,5.

Com relação ao tipo de sedimento nas estações estudadas, os percentuais das frações granulométricas (60%) definiu um ambiente de estuário arenoso. A espécie bioindicadora *Tagellus plebeius* (unha-de-velho) é frequente nas estações prospectadas e indica uma relação direta com os fatores associados à morfodinâmica estuarina e granulometria do sedimento. Sonia-Silva et. al. (2000, 2006) teceu considerações acerca desta relação Macrofauna e substrato. Lopes (1993) investigando a macrofaunabêntica de substratos móveis da Ilha do Cajual, Alcântara (MA), caracterizou presença de espécies em áreas areno - lodosas. Lacerda-Filho (1997) investigando o estuário do rio Paripe, classificou as estações estudadas como arenosa e areno - lamosa, sendo a arenosa com predominância de areia média, e a areno-lamosa, com predominância de areia fina. Bell e Hume (1997) e Thrush (1991) observaram que a estruturação das comunidades bênticas em ambientes marinhos, são determinadas pelas interações bióticas e por fatores ambientais, bem como pelas características do sedimento. Messias *et.al.* (1999,2000) também fizeram referencias a macrofauna bêntica e sua correlação com os fatores abióticos.

Nesta pesquisa constatou-se impactos ambientais causados por ações antropogênicas que influenciam na escassez de moluscos no estuário; fato registrado pela diminuição na densidade de espécimes no ambiente. Segundo Clark (1996), uma importante causa da degradação dos estuários é o seu contínuo uso como áreas para despejo de poluentes, propiciando assim, o desaparecimento de bioindicadores ambientais. Segundo Schaeffer – Novelli *et. al.,* (1990), os ambientes estuarinos apresentam uma larga variação de tolerâncias abióticas e os espécimes numa habilidade em adaptar-se a variedade de condições ambientais.

CONCLUSÃO

1. *O "stress* natural" do ecossistema estuarino de rio Formoso está associado ao conjunto de estressores antropogênicos.
2. Mediante as informações obtidas através do biomonitoramento de espécies na área em estudo, ações mitigadoras podem ser planejadas e executadas para reduzir os impactos ambientais emitentes.

REFERÊNCIAS

ARELLANO – MARTÍNEZ, M. Análisis bioquímica del seton disponible para las moluscos bivlavos en la radas del Puerto de Pichilinge (México). **Revsta. de Biol.. Mar. y Oceanogr.** México, v. 35, n. 1, p. 49 – 56. 2000.

BAUMART, J. S.; ZIMMERMANN, B. L.; DALOSTO, M. M.; REIMCHE, G. B.; AVILA, L. A.; SANTOS, S. **Uso de macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de qualidade de água em cultura de arroz tratada com inseticida carbofuran.** VIII Congresso de Ecologia do Brasil. Caxambu – MG: 2007.

BELL, R. G.; HUME, T. M. Characterisation of physical envionmental factor on na intertidal sand flat, Manukau Harbour, New Zeland. **J. exp. Mar. Biol. Ecol.** Amsterdam, v. 216, p. 11 –31. 1997.

GOULART, M.; CALLISTO, M. 2003. **Bioindicadores de qualidade da água como ferramenta em estudos de impacto ambiental**. *Revista da FAPAM, ano* 2, Nº 1.

LACERDA - FILHO, A. L. de. **Estudo ecológico dos bivalves endopsãmicos médio-litorâneos do estuário do rio Paripe (Itamaracá – Pernambuco).** Recife, 1997, 80f. Dissertação (Mestrado) – Centro de Tecnologia e Geociências, Universidade Federal de Pernambuco.

LOPES, A. T. L. Distribuição e densidade da macrofaunaendofauna bentônica de sustratos móveis do mesolitoral da Ilha do Cajual, Alcântara – MA. São Luis, 1993. 63f. Monografia de Bacharelado e Licenciatura – Universidade Federal do Maranhão.

MACEDO, S.; MONTES, M. de J. FL; LINS, I. C. Características abióticas da área**.** In: BARROS, H. M.; MACEDO, S.J.; ESKINAZI-LEÇA, E; LIMA, T; (Ed.). **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais**. Recife: Ed. Universitaria da UFPE, 2000. p. 7 – 25.

MAIA, N. B.; MARTOS, H. L.; BARRELLA, W.; **Indicadores ambientais:** Conceitos e aplicações. 1. ed. São Paulo: Ed. Pontícia Universidade Católica de São Paulo, 2001.

MESQUITA, S. S. A.; COSTA, R. M.; PEREIRA, L. C. C.; MAGALHÃES, A.; *Composição, ocorrência e distribuição das hidromedusas no estuário do rio Caeté, litoral do estado do Pará. Bol.Mus. Para. Emílio Goeldi Ciênc. Nat.; v. 1, n.3,* 2006.

MESSIAS, A. S.; SÔNIA -SILVA, G.; OKADA, K.; NASCIMENTO, A. E. Avaliação preliminar do sedimento e da água do mangue de Rio Formoso, PE - Brasil. .. *In:* **VIII Congresso Latino Americano sobre Ciência Del Mar.** Trujillo - Peru: 1999.

MESSIAS, A. S.; NASCIMENTO, A. E.; MANZI, J. T.; OKADA, K. Avaliação da qualidade da água do mangue do município do Rio Formoso, Pernambuco, Brasil *In*: **Mangrove 2000**, Recife, p. 115. 2000

ROCHA, André Henrique Rosa e Arnaldo Alves Cardoso. **Introdução à química ambiental**. Porto Alegre: BOOKMAN, 2004.

ROY,P.S.;WILLIAMS,R.J.;JONES,A.R.;YASSINI,I.;GIBBS,P.J.;COATES,B.;WEST, R.J.;SCANES,P.R.;HUDSON,J.P.;NICHOL,S.. Structure and funcion of South east Australian estuaries. **Estuar. Coastal and Shelf Sci.** v. 53, p. 599-626. 2001.

SCHAEFFER-NOVELLI, Y; G.M. CINTRÓN, G.M.; ADAIME, R.R.; CAMARGO, T.M. 1990. Variabilityt of mangrove ecosystems along the brasilian coast. *Estuaries,* 13(2): 204-18.

SÔNIA – SILVA, G.; MELLO, R. L. S.; NASCIMENTO, A. E.; MESSIAS, A. S.; ARAÚJO, S. F. S.; *As atividades pesqueiras artesanais e a relação com a malacofauna no manguezal do rio Formoso, PE – Brasil;* Trabalhos Oceanográficos da UFPE: n. 28, v. 2, p. 195-207; 2000.

SÔNIA – SILVA, G.; BRITO, V. B.; NASCIMENTO, A. E.; CAMPOS-TAKAKI, G. M.; *Águas estuarinas e sustentabilidade social local: um estudo da pesca artesanal do camarão Litopenaeus schmitti Crustacea, decapoda, penaeidae no estuário do rio Formoso, Pernambuco, Brasil.* Revista de Biologia e Ciências da Terra. Suplemento Especial. n. 1, 2º Semestre, 2006.

TOWNSEND, COLIN R. Fundamentos em ecologia. 2ª Ed. – Porto Alegre: Artmed, 2006.

THRUSH, S. F. Spatial patterns in soft-bottom communities. **Tree.** Amsterdam. v. 6, p. 75 – 79. 1991.

IMPACTOS SOCIOAMBIENTAIS GERADOS PELOS EFLUENTES DO ABATEDOURO PÚBLICO EM MOSSORÓ-RN

Maria Regilene de Freitas Costa Paiva
Pós-Graduanda em Ciências Naturais – UERN
E-mail: regilene_costa@hotmail.com

Louise Duarte Matias de Amorim
Pós-Graduanda em Ciências Naturais – UERN
E-mail: louiseuern@yahoo.com.br

Emanoella Delfino Figueirêdo Reinaldo
Pós-Graduanda em Ciências Naturais – UERN
E-mail: emanoelladelfino@hotmail.com

Francisco Fábio Mesquita de Oliveira
Técnico de Laboratório - UERN
E-mail: ffabiomesquita@gmail.com

Resumo

As discussões sobre a questão ambiental têm estado em foco nas últimas décadas, principalmente quando os problemas ambientais deixam o campo puramente ambientalista e se inserem numa perspectiva socioambiental. O presente trabalho tem como objetivo elencar os principais impactos socioambientais provocados pelo abatedouro público da cidade de Mossoró-RN. Para concretização desta pesquisa foram realizadas visitas e observações in loco, além, de registro de imagens das problemáticas socioambientais que envolvem essa atividade. O abatedouro público encontra-se atualmente desativado. Entretanto, ao visitá-lo foram observados sinais claros de poluição ambiental, e um deles relaciona-se aos resíduos encontrados ao redor, juntamente com carcaças e pele de animais mortos. Foi verificado também uma lagoa de efluente contendo sangue e vísceras de animais, exalando odor forte e mal cheiroso. O abatedouro público da cidade de Mossoró reflete uma problemática socioambiental

vivenciada principalmente pelos moradores que residem próximo as suas instalações. Para mudar essa realidade é necessária, a atuação da fiscalização junto ao abatedouro de maneira a regularizá-lo e torná-lo adequada para o funcionamento.

Palavras-chave: Efluente, Degradação ambiental, Lagoa de capacitação.

1 INTRODUÇÃO

As discussões sobre a questão ambiental têm estado em foco nas últimas décadas, principalmente quando os problemas ambientais deixam o campo puramente ambientalista e se inserem numa perspectiva socioambiental, onde as questões sociais, como desenvolvimento econômico e tecnológico, equidade social e qualidade de vida se entrelaçam às questões naturais e passam a ser encaradas de forma holística.

A produção animal para corte no Brasil é uma atividade econômica de grande relevância. Nos últimos anos o Brasil tornou-se o maior exportador de carne bovina do mundo e vários fatores tem contribuído para esse aumento, dentre eles os baixos custos de produção em relação a outros países (FEREEIRA, 2002). Como consequência o número de abatedouros no país inclusive os clandestinos tem aumentado consideravelmente.

Segundo Pacheco e Yamanaka (2006) o abate de animais, além de outras atividades relacionadas ao processamento industrial de carne são regulamentadas por normas sanitárias com a finalidade de assegurar aos consumidores destes produtos qualidade alimentar, incluindo boas condições de higiene e conservação. Entretanto, a fiscalização no Brasil ainda é falha, e mesmo os abatedouros regulares constituem-se uma fonte de poluição em potencial, trazendo prejuízos para o consumidor e para o meio ambiente (FERREIRA, 2002).

Como resultado das operações de abate são produzidos efluentes com altas concentrações de matéria orgânica, seja pelo próprio processamento industrial da carne, seja pela lavagem de equipamentos. Além disso, vários subprodutos como ossos, pele, sangue, gordura e aparas de carne devem passar por um processamento adequado. Em todo caso, deve-se dar um destino adequado tanto para os subprodutos quanto para os resíduos gerados pelo abate em atendimento às leis e normas sanitárias e ambientais

vigentes (PACHECO E YAMANAKA, 2006). Neste sentido o presente trabalho tem como objetivo elencar os principais impactos socioambientais provocados pelo abatedouro público da cidade de Mossoró-RN.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 CARACTERIZAÇÃO DA ÁREA DE ESTUDO

O município de Mossoró possui uma área de 2.110,21 km², equivalente a 4,00% da superfície estadual. Está localizado geograficamente na latitude 5º 11' 15" Sul e longitude: 37º 20' 39" Oeste. Abrange os limites dos municípios ao Norte: Grossos e Tibau, ao Sul: Governador Dix-Sept Rosado e Upanema, a Leste: Serra do Mel, Areia Branca, Assu e Grossos, e a Oeste: Baraúna e Governador Dix-Sept Rosado (INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE - IDEMA, 2008).

2.2 CONDUÇÃO DA PESQUISA

A pesquisa foi realizada no abatedouro público de Mossoró-RN, sendo desenvolvida a partir da disciplina "Sociedade Ambiente e Tecnologia", do Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais da UERN, no transcorrer do segundo semestre de 2012. Foram realizadas visitas e observações *in loco*, além, de registro de imagens das problemáticas socioambientais que envolvem essa atividade.

3 RESULTADOS E DISCUSSÃO

O abatedouro visitado na cidade de Mossoró localiza-se na zona urbana em um bairro residencial denominado Costa e Silva. O mesmo encontra-se atualmente desativado. Entretanto, ao visitá-lo foram observados sinais claros de poluição ambiental, e um deles relaciona-se aos resíduos encontrados ao redor, juntamente com carcaças e pele de animais mortos (Figuras 01 e 02). Foi verificado também uma lagoa de efluente contendo sangue e vísceras de animais, exalando odor forte e mal cheiroso

(Figura 03). De acordo com Chile (1998) o sangue é o principal contribuinte da carga orgânica desse tipo de efluente, com uma DQO total de aproximadamente 375.000 mg/L, sendo também o maior contribuinte de nitrogênio.

Figura 01 – Resíduos e carcaça de animais mortos no entorno do abatedouro. Abatedouro, Mossoró – RN.



Fonte: Autores, 2012.

Figura 02 – Peles dos animais mortos, no entorno do abatedouro. Abetodouro, Mossoró – RN.



Fonte: Autores, 2012.

Figura 03 – Lagoa de Efluente contendo sangue. Abatedouro, Mossoró – RN.



Fonte: Autores, 2012.

A partir das figuras apresentadas logo acima, pode-se inferir um possível descaso das autoridades locais para os impactos que essa atividade pode provocar tanto no ambiente natural como, por exemplo, a poluição do solo, quanto na saúde humana, uma vez que o contato com resíduos e efluentes descartados neste local podem comprometer a saúde da população. A ausência de fiscalização contínua dos órgãos responsáveis vem também agravar ainda mais essa situação. Além disso, pôde-se constatar a ausência total de tratamento, não tendo sido observado um sistema de drenagem capaz de armazenar e tratar o efluente gerado. Segundo o Guia Técnico

Ambiental de Frigoríficos da CETESB (2008), esse procedimento é necessário de modo a atender às normas e legislação ambiental vigente. O Guia ainda discorre sobre as diferentes etapas envolvidas no tratamento desse tipo de efluente.

Além desses fatores Ferreira et al (2002) chama atenção para questão da localização desse tipo de empreendimento, afirmando ser necessário que esta respeite as suscetibilidades e vocações do meio ambiente, conforme fatores ambientais específicos, evitando, dessa forma, a degradação ambiental. As autoras expõem o zoneamento ambiental como uma ferramenta importante de suporte para o estudo de adequação ambiental de abatedouros, fornecendo informações sobre as características ambientais da área de influência do empreendimento.

O abate de determinadas espécies de animais é realizado para que se possa obter a carne para o consumo humano, no entanto foi visto que essa atividade embora seja considerada como importante para alimentação, gera inúmeros subprodutos e/ou resíduos que segundo Pacheto e Yamanaka (2006), devem sofrer processamentos específicos. A exemplo do sangue, os autores recomendam que pode ser vendido para processamento, visando a separação e uso ou comercialização de seus componentes (plasma, albumina, fibrina, etc), mas também pode ser enviado para graxarias, para produção de farinha de sangue, usada normalmente na preparação de rações animais. De todo modo, processamentos e destinações adequadas devem ser dadas a todos os subprodutos e resíduos do abate, em atendimento às leis e normas ambientais e sanitárias vigentes.

Já no que diz respeito ao controle de odores Ferreira et al (2002) afirmam que a redução das fontes geradoras de odores são obtida, principalmente, pela manutenção da higiene no ambiente e evitando-se o acúmulo de materiais degradáveis. Para o tratamento das fontes geradoras de odores pode-se utilizar biofiltros, lavagem de gases de escape e filtração em leitos de carvão ativado.

A atividade de um abatedouro mesmo que apresente impactos, podem ser minimizados através do tratamento, recuperação e reutilização dos subprodutos, atenuando dessa forma a carga poluidora destes no meio ambiente. É importante também que se realize um estudo no que concerne à área onde será instalado o abatedouro, respeitando sempre os limites e as condições socioambientais.

CONCLUSÃO

O abatedouro público da cidade de Mossoró reflete uma problemática socioambiental vivenciada principalmente pelos moradores que residem próximo as suas instalações. Para mudar essa realidade é necessária, a atuação da fiscalização junto ao abatedouro de maneira a regularizá-lo e torná-lo adequada para o funcionamento.

Desse modo, os impactos socioambientais envolvendo comprometimento da saúde humana e degradação ambiental pode-se tornar reduzidos ou até mesmo sanados, uma vez que o atendimento as normas sanitárias contribui para produção de alimentos seguros e um ambiente menos degradada em função do tratamento dos resíduos e efluentes gerados.

REFERÊNCIAS

CETESB – COMPANHIA AMBIENTAL DO ESTADO DE SÃ O PAULO. **Índice de qualidade da água**. 2010. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/indice.asp >. Acesso em: 15 mar. de 2013.

CHILE, CONAMA COMISION NACIONAL DE L MEDIO AMBIENTE. Guia para El Contrl y Prevencion de La Contaminacion - **Industrial Indústria Processadora de La Carne**, 1998.

FERREIRA, I. V. et al. Impactos ambientais de abatedouros e medidas mitigadoras. *In:* **Congresso Internacional de Engenharia Sanitária e Ambiental,** 28., 2002, Cancun. Anais. Cancun: AIESA, 2002.

IDEMA. Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente do Rio Grande do Norte. **Perfil do seu Município**. Relatório 2008.

IBGE - Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 11 mar. 2013.

PACHECO, J. W.; YAMANAKA, H. T. **Guia técnico ambiental de abates (bovino e suíno).**São Paulo: CETESB, 2006. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br>. Acesso em: 05 nov. 2012. Acesso em: 11 mar. 2012.

BIOMASSA E PARÂMETROS AMBIENTAIS COMO DETERMINANTES DA QUALIDADE DA ÁGUA[1,2]

Nayana Buarque Antão da Silva[2,3], Leandro Cabanez Ferreira[5], Maria da Glória Gonçalves da Silva Cunha[4], Gislayne Cristina Palmeira Borges[5]

[1]Trabalho extraído de tese de doutorado de Leandro Cabanez Ferreira.
[2]CAPES
[3]Aluna do Curso de Ciências Biológicas (Bacharelado) - CCB – PIBIC-CNPq - UFPE; E-mail: n.naay@hotmail.com
[4]Docente/pesquisador do Depto de Oceanografia - CTG – UFPE. (Av. Arquitetura s/n, Cidade Universitária, 50 601-910 Recife, PE, Brasil) E-mail: carlosegloria@uol.com.br.
[5]Aluno (a) de Pós Graduação em Oceanografia – Depto de Oceanografia- CTG – UFPE. (Av. Arquitetura s/n, Cidade Universitária, 50 601-910 Recife, PE, Brasil) E-mail: leocabanez@yahoo.com.br; gise_borges@yahoo.com.br

Resumo: Este trabalho teve como objetivo analisar a variação espaço-temporal da clorofila a e os parâmetros ambientais da praia de São José da Coroa Grande-PE, contribuindo de forma significativa para o conhecimento da ecologia da área. As coletas de água foram realizadas durante o período chuvoso (maio, junho e julho de 2010) e de estiagem (novembro, dezembro de 2010 e janeiro de 2011), durante a preamar e baixa-mar (sizígia) de um mesmo dia. Temperatura variou de 26 a 29°C; salinidade de 30,33 a 37,43; o pH de 7,91 a 8,46; transparência da água de 0,70 a 3,40m; oxigênio dissolvido de 3,40 a 6,39 $mg.L^{-1}$; amônia de valores não detectáveis (<0,01µmol.L^{-1}) a 0,05 µmol.L^{-1}; nitrito de valores não detectáveis (<0,01µmol.L^{-1}) e 0,23 µmol.L^{-1}; nitrato de valores indetectáveis (<0,01µmol.L^{-1}) a 15,66 µmol.L^{-1}; fosfato de 0,04 a 0,29 µmol.L^{-1} e silicato de 3,60 a 42,50 µmol.L^{-1}. A clorofila *a* oscilou entre valores não detectáveis e 8,79 $mg.m^{-3}$, caracterizando o ambiente de oligotrófico a eutrófico. A praia de São José da Coroa Grande encontra-se sujeita a uma ação antrópica acentuada principalmente no período de estiagem, entretanto os dados de clorofila a, nutrientes, transparência da água, pH, salinidade comprovam que essa ação não interfere no ambiente.

Palavras-chave: clorofila a; parâmetros ambientais; praia

INTRODUÇÃO

A praia de São José da Coroa Grande, situada no litoral sul do estado de Pernambuco, é alvo de grandes impactos ambientais, como: contaminações de áreas e lençóis freáticos, aumento da erosão e redução da população de espécies da fauna e

flora, contaminação de rios, estuários, praias e recifes, redução das populações de animais e vegetais, perda de produtividade em estuários dos rios Una e Persinunga (CPRH, 2003). Essas alterações, sejam elas naturais ou antrópicas, influenciam diretamente na dinâmica, composição e biomassa da comunidade fitoplanctônica que são considerados eficientes indicadores dessas alterações (MAYAL et al., 2009).

Os estudos na área de São José da Coroa Grande são escassos, existindo apenas os trabalhos de Bastos et al. (2005) no estuário do rio Una, e de Mallmann (2010), sobre a vulnerabilidade das praias do litoral sul. Os dados de clorofila a e os parâmetros ambientais são alterados pela ação antrópica que ocorre na praia de São José da Coroa Grande-PE. Sendo assim, este trabalho tem como objetivo determinar a variação espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica (clorofila a) associada aos parâmetros ambientais da praia de São José da Coroa Grande-PE, como ferramenta para avaliação da qualidade de água levando em consideração que a mesma está inserida na Área de Proteção Ambiental Costa dos Corais (APA Costa dos Corais).

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram estabelecidos três pontos de amostragem para a realização das coletas: ponto 1 (8º53'143"S; 35º8'065"O), ponto 2 (8º53'981"S; 35º8'501"O) e ponto 3 (8º54'609"S; 35º8'917"O). As coletas foram realizadas durante três meses do período chuvoso (maio, junho e julho de 2010) e três meses do período de estiagem (novembro, dezembro de 2010 e janeiro de 2011), durante a preamar e baixa-mar (sizígia) de um mesmo dia. As coletas do material hidrológico foram realizadas através de garrafa oceanográfica adaptada a este tipo de trabalho. As metodologias empregadas para as análises das variáveis abióticas foram: a temperatura, determinada *in situ* utilizando um termômetro com escala de álcool; a transparência da água por meio do disco de Secchi; a salinidade pelo método indireto de Morh-Knudsen; o oxigênio dissolvido pelo método de Winkler, estes últimos descritos por Strickland & Parsons (1972); e os sais nutrientes (amônia, nitrito, nitrato e fosfato), determinados de acordo com Strickland & Parsons (1972) e o silicato, segundo Grasshoff et al. (1983). A biomassa fitoplanctônica foi estimada através da determinação da clorofila *a* pelo método espectrofotométrico da UNESCO (1966) após extração em acetona a 90% por 24 horas. As leituras foram obtidas no espectrofotômetro Micronal B-280 e os resultados expressos em $mg.m^{-3}$.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A temperatura da água apresentou uma distribuição constante com valores que variaram de 26°C a 29°C (Figura 1). Os teores de salinidade apresentaram uma discreta oscilação durante o período estudado, variando de 30,33 a 37,43 (Figura 1). A transparência da água apresentou valores variando de 0,70m a 3,40m apresentando as menores medições durante o período chuvoso (Figura 4).

Segundo Barreto (2003), as variações no regime pluviométrico da região e o movimento gerado pelas ondas e marés exercem alterações na dinâmica das zonas costeiras como a redução da transparência da água e da salinidade, provocada durante os meses de maior pluviosidade. Na área de estudo este fato foi observado, com menores valores de salinidade nos meses correspondentes ao período chuvoso (maio, junho e julho/2010).

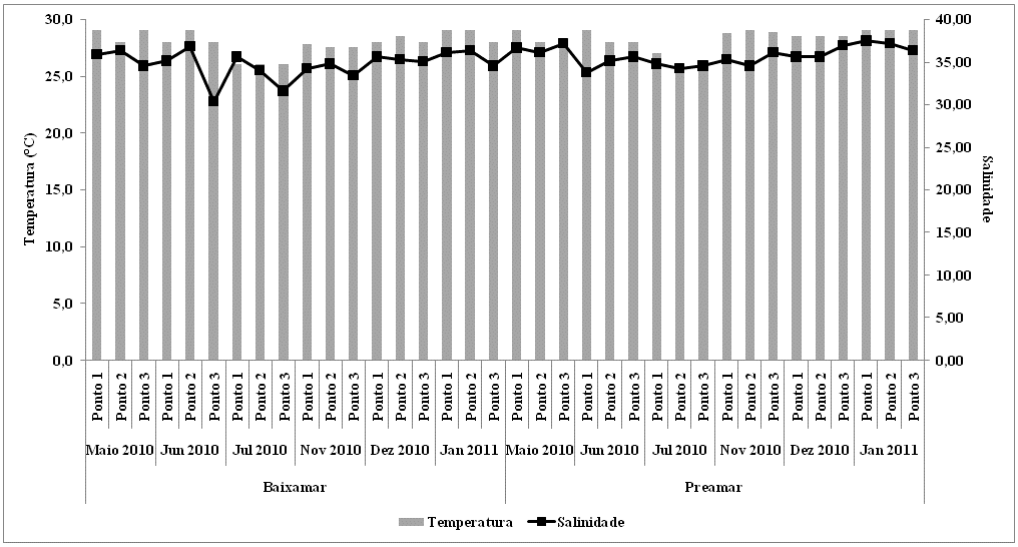


Figura 1: Variação anual da temperatura da água e da salinidade na praia de São José da Coroa Grande, PE , durante o período chuvoso(maio, jun. e jul./10) e período de estiagem (nov., dez./10 e jan./11), em regime de baixa-mar e preamar.

O pH apresentou uma distribuição constante ao longo do período estudado, com valores oscilando entre 7,91 e 8,46 permanecendo sempre alcalino (Figura 2), não sendo evidente uma variação sazonal deste parâmetro. Estes valores encontram-se dentro dos limites aceitáveis para a vida marinha, conforme Perkins (1977) que comenta tais variações entre 6,5 e 9,0. Padrão semelhante foi encontrado por trabalhos realizados em

praias e estuários de Pernambuco (FERREIRA et al., 2010; HONORATO DA SILVA et al., 2004).



Figura 2: Variação anual do pH e do oxigênio dissolvido na praia de São José da Coroa Grande, PE, durante o período chuvoso (maio, jun. e jul./10) e período de estiagem (nov., dez./10 e jan./11), em regime de baixa-mar e preamar.

As concentrações de oxigênio dissolvido não apresentaram variação sazonal, com valores que variaram de 3,40 a 6,39 mg.L^{-1} (Figura 2), semelhante aos resultados encontrados nas praias de Rio Doce e Casa Caiada (BARRETO, 2003) onde os valores foram praticamente constantes, destacando-se as preamares.

Os sais nutrientes apresentaram variação sazonal definida, com as concentrações de amônia, nitrito e fosfato, mais elevadas durante o período chuvoso, e as de nitrato e silicato mais elevadas no período de estiagem. As concentrações de amônia variaram de valores não detectáveis (<0,01µmol.L^{-1}) a 0,05 µmol.L^{-1} (Figura 3); as de nitrito oscilaram entre valores não detectáveis (<0,01µmol.L^{-1}) e 0,23 µmol.L^{-1} (Figura 3); e as de fosfato entre 0,04 e 0,29 µmol.L^{-1} (Figura 4).

Os principais elementos nutrientes que podem limitar a produção de matéria orgânica pelo fitoplâncton nos ecossistemas aquáticos são o nitrogênio, nas várias formas inorgânicas, e o fósforo (TUNDISI & TUNDISI, 1976). O nitrito e o fosfato podem limitar a produção orgânica, considerando que a luz não seja um dos fatores limitantes (HEIP et al. 1995).

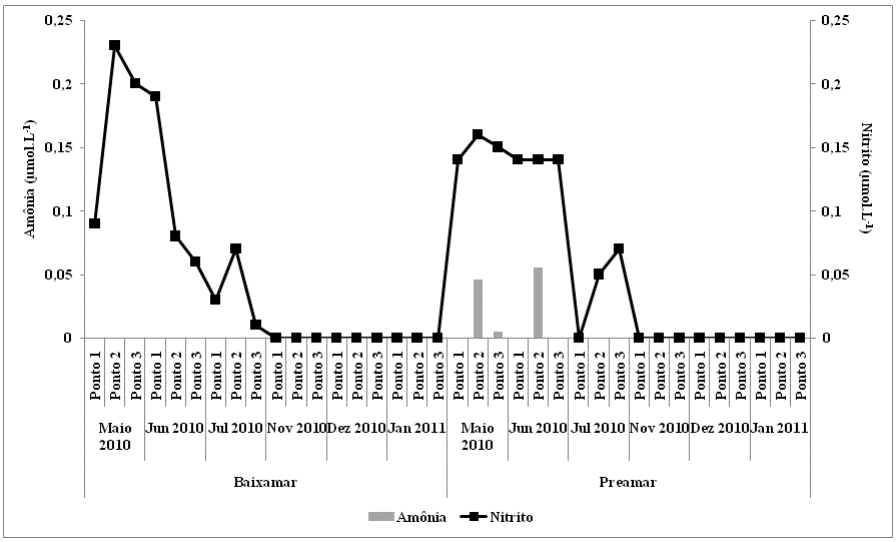


Figura 3: Variação anual da amônia e nitrito na praia de São José da Coroa Grande, PE, durante o período chuvoso (maio, jun. e jul./10) e período de estiagem (nov., dez./10 e jan./11), em regime de baixa-mar e preamar.

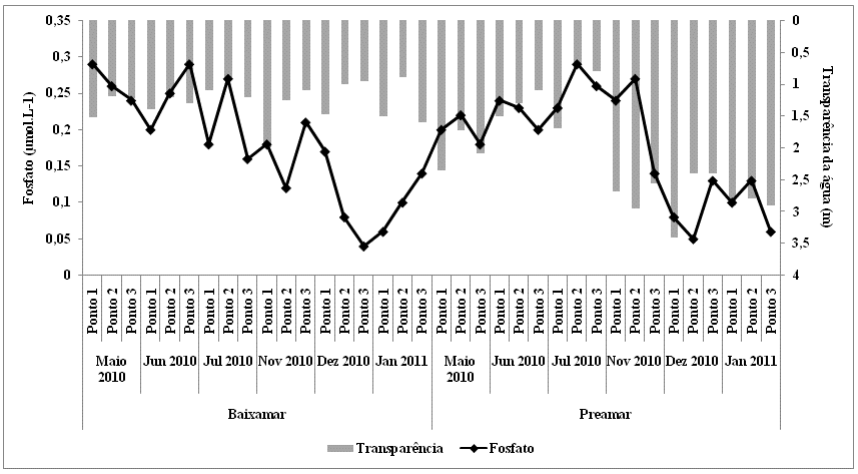


Figura 4: Variação anual do fosfato e transparência da água na praia de São José da Coroa Grande, PE, durante o período chuvoso (maio, jun. e jul./10) e período de estiagem (nov., dez./10 e jan./11), em regime de baixa-mar e preamar.

As concentrações de nitrato variaram de valores indetectáveis (<0,01µmol.L^{-1}) a 15,66 µmol.L^{-1} (Figura 9); e as de silicato apresentaram valores oscilantes e variaram de 3,60 a 42,50 µmol.L^{-1} (Figura 5).

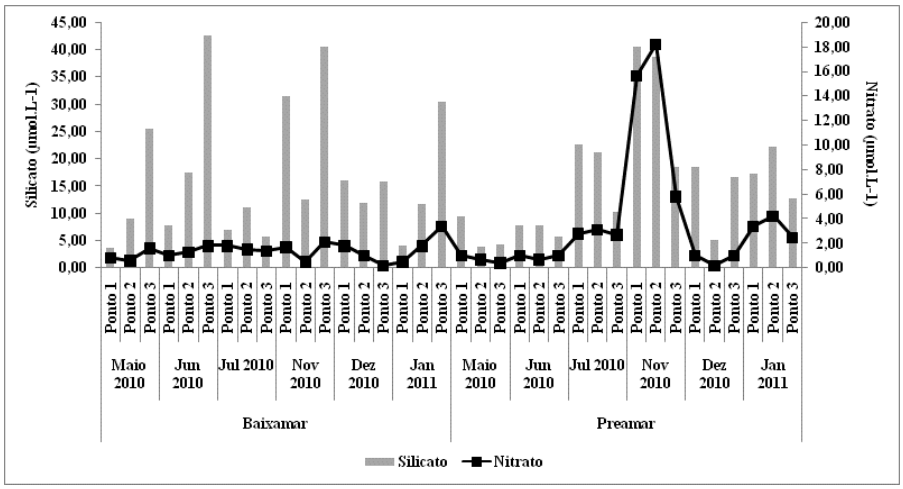


Figura 5: Variação anual do nitrato e silicato na praia de São José da Coroa Grande, PE, durante o período chuvoso (maio, jun. e jul./10) e período de estiagem (nov., dez./10 e jan./11), em regime de baixa-mar e preamar.

A clorofila *a* total oscilou ao longo do ano, entre as estações estudadas e entre as marés, apresentando um valor mínimo 0,00 mg.m^{-3} e máximo de 8,79 mg.m^{-3} (Figura 6). De acordo com os valores médios de clorofila *a* nos períodos sazonais, o ambiente variou de oligotrófico a eutrófico.

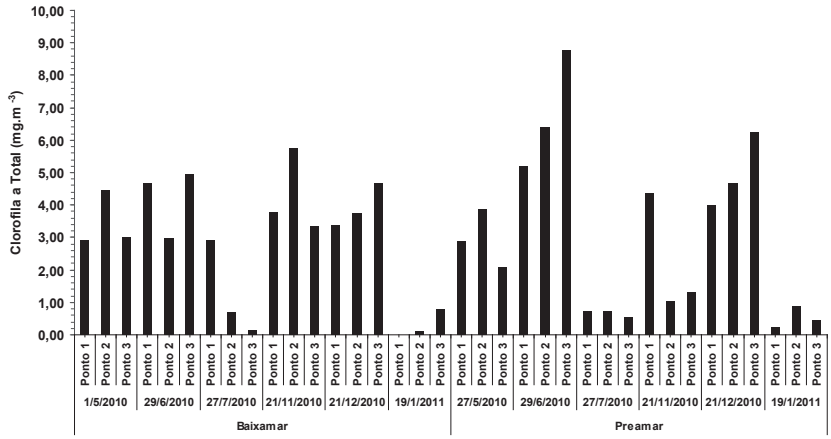


Figura 6: Variação anual da clorofila *a* na praia de São José da Coroa Grande, PE, durante o período chuvoso (maio, jun. e jul./10) e período de estiagem (nov., dez./10 e jan./11), em regime de baixa-mar preamar.

O teor de clorofila *a* foi característico de um ecossistema costeiro, que se apresenta sem influência de poluentes domésticos e/ou industriais, fato também em

outras áreas recifais costeiras do Nordeste do Brasil, como nos parrachos de Maracajaú-RN (FEITOSA & BASTOS, 2007).

A distribuição espaço-temporal da clorofila *a* é um parâmetro ecologicamente importante, por ser um bom estimador da biomassa fitoplanctônica, visto que é o pigmento fisiologicamente mais importante estando presente em todos os grupos vegetais, além de ser um indicador da qualidade ambiental da água e estado de conservação. A variação espacial e temporal na concentração de clorofila *a* pode proporcionar informações sobre o estado fisiológico do fitoplâncton, quantidade de células fitoplanctônicas e indiretamente, sobre a composição taxonômica de uma população.

CONCLUSÕES

1. A praia de São José da Coroa Grande apesar de estar sujeita a uma ação antrópica negativa, a biomassa microalgal associada aos parâmetros ambientais está dentro do esperado para uma região tropical livre da ação de fatores impactantes.

AGRADECIMENTOS

À Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de doutorado de Leandro Cabanez Ferreira e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela bolsa de Pibic/Universidade Federal Pernambuco (UFPE) concedida ao primeiro autor.

REFERÊNCIAS

BARRETO, A. de A. V. **Fitoplâncton das praias de Casa Caiada e Rio Doce (Olinda, Pernambuco, Brasil): Biomassa e Ecologia.** Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Centro de Biociências, Pós-Graduação em Bioecologia Aquática. Dissertação de Mestrado. Natal, 2003. 92p.

BASTOS , R.B.; FEITOSA, F.A.N.; MUNIZ, K. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrologia no estuário do Rio Uma (Pernambuco-Brasil). **Tropical Oceanography**, Recife, v. 33, n. 1, p. 1–18, 2005.

COMPANHIA PERNAMBUCANA DE MEIO AMBIENTE. **PROJETO ORLA** - Perfil Socioeconômico e Ambiental de São José da Coroa Grande – PE. Recife. CPRH 2003, 97p.

FEITOSA, F.A.N.; BASTOS, R.B. Produtividade fitoplanctônica e hidrologia do ecossistema costeiro de Maracajaú-RN. **Arquivos de Ciências do Mar**, 40:26-36, 2007.

FERREIRA, L. C.; SILVA CUNHA, M. G. G.; KOENING, M. L.; FEITOSA, F. A. N.; SANTIAGO, M. F.; & MUNIZ, K. 2010. Variação temporal do fitoplâncton em três praias urbanas do litoral sul do estado de Pernambuco, Nordeste do Brasil. **Acta Botânica Brasílica**, 24(1): 214-224.

GRASSHOFF, F. K.; EMRHARDT, M.; KREMLING, K. Methods of seawater analysis. 2. Ed. Nova Iorque: Verlag Chemie, 1983. 419 p.

HEIP, C.R.H.; GOOSEN, N.K.; HERMAN, P.M.J.; KROMKAMP, J.; MIDDELBURG, J.J.; SOETAERT, K. 1995. Production and consumption of biological particles in temperate tidal estuaries. Oceanography and Marine Biology: An Annual Review33: 1-150

HONORATO DA SILVA, M.; PASSAVANTE, J.Z.O.; SILVA CUNHA, M.G.G.; GREGO, C.K.S.; MUNIZ,K. Distribuição espacial e sazonal da biomassa fitoplanctônica e dos parâmetros hidrológicos no estuário do Rio Formoso (Rio Formoso, Pernambuco, Brasil. **Tropical Oceanography** (Revista Online), Recife, 32(1):89-106, 2004.

KARLSON, R.H. **Dynamics of coral communities.** Kluwier Academic Publishers.New York. 1999, 308 p.

MAYAL, E.M.; NEUMANN-LEITÃO, S.; FEITOSA, F.A.N.; SCHWAMBORN, R.; ALMEIDA E SILVA, T.; SILVA-CUNHA, M.G.G. Hydrology, plankton, and corals of the Maracajaú reefs (Northeastern Brazil) - an ecosystem under severe thermal stress. **Brazilian Archives of Biology and Technology** [online]. , 52 (3):665-678, 2009.

MALLMANN, D.L.B.; ARAÚJO, T.C.M. Vulnerabilidade física do litoral sul de Pernambuco à erosão. Tropical Oceanography, Recife, v. 38, n. 2, p. 130-152, 2010.

PERKINS, E. J. Inorganic Wastes In: Lenihan, J.; Fletcher, W. W. (eds.) The Marine Environment. Glasgow: Blackie & Son limited, 1977. p. 70-101.

STRICKLAND, J. D. H.; PARSONS, T. R. A practical handbook of seawater analysis. 2 Ed. Bulletin Fisheries Research board of Canada, Ottawa, n. 167, p. 1 - 211, 1972.

TUNDISI, J. G. & TUNDISI, T. M. Produção orgânica em ecossistemas aquáticos. Ciência e Cultura, São Paulo, v.28, n.8, p.864-887. 1976.

UNESCO.**Determination of photosynthetic pigments in sea water**.Report of SCOR/UNESCO, working group 17 with meat from 4 to 6 June 1964. Paris: (monograph on Oceanography Methodology). Paris, 1966, 69 p.

DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM RESERVATÓRIO DO SEMIÁRIDO PARAIBANO UTILIZADO PARA ABASTECIMENTO PÚBLICO*

Patrícia Campos de Arruda Queiroz[1], Enide Eskinazi Leça[2], Ariadne do Nascimento Moura[2], José Etham de Lucena Barbosa[3]

*Trabalho extraído da tese de doutorado Apoio: CAPES

1 Aluna de doutorado do Programa de Pós-graduação em Botânica, Departamento de Biologia, Área de Botânica, Universidade Federal Rural de [2]Pernambuco – UFRPE, Rua D. Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, CEP 52171-030, Recife, PE, Brazil
e-mail: pattycamposbio@yahoo.com.br
[2]Professora do Programa de Pós-graduação em Botânica – UFRPE
[3] Professor do Departamento de Biologia, Universidade Estadual da Paraíba – UEPB, Campus I, Rua Baraúnas, 351, Bairro Universitário, CEP 58429-500, Campina Grande, PB, Brazil

Resumo

Este estudo teve como objetivo avaliar, em um ciclo de 24 horas, a dominância de cianobactérias no reservatório de Acauã,-PB utilizado para abastecimento público. As amostras para análises qualitativas e quantitativas foram realizadas em intervalos de quatro horas, sendo os horários claros – 12h00, 16h00, 08h00 e 12h00 - e os escuros – 20h00, 24h00 e 04h00. Para amostras quantitativas foram realizadas coletas com auxílio da garrafa de van Dorn, em quatro profundidades de acordo com o grau de extinção de luz (100%, 50%, 1% e 0%). Foram identificadas 42 espécies representativas da comunidade fitoplanctônica, distribuídas em cinco classes, com dominância de Cianophyceae (91,38%), entre as quais *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* destacaram-se como as mais frequentes e abundantes. Apesar de estas espécies terem ocorrido em todas as camadas do reservatório, ocorreu um rebaixamento expressivo da densidade (ind.ml^{-1}) na camada menos iluminada e próxima ao fundo. Os resultados mostraram que no período claro houve dominância de *Planktothrix agardhii* em todas as profundidades, especificamente na superfície da água (100% luz) e baixa redução na densidade no período disfótico (4h00) a 1% e 0% de luz. No período noturno houve co-dominância das cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*. Diante disto, a dominância das cianobactérias é um fator preocupante pelo fato deste reservatório ser utilizado para abastecimento público.

Palavras-chave: *Cylindrospermopsis raciborskii, Planktothrix agardhii*, variação nictemeral.

INTRODUÇÃO

O fitoplâncton, conjunto de microalgas fotossintetizantes, é particularmente importante nos ecossistemas aquáticos, pois representa o principal produtor primário e, assim, constitui a base da teia trófica aquática. Por isto, o estudo da sua estrutura vem sendo utilizado como ferramenta de diagnóstico das condições ecológicas e dos padrões biológicos em relação ao efeito antropogênico destes ambientes (PADISÁK, CROSSETTI e NASELLI-FLORES, 2009).

Dentre a comunidade fitoplanctônica, destacam-se as cianobactérias que são componentes naturais do fitoplâncton e, frequentemente, formam florações que atingem elevada biomassa. Nos ecossistemas eutrofizados, estes organismos tendem a apresentar reações diante dos impactos existentes, formando grande florescimento de espécies com potencial de produzir toxinas e, consequentemente, aumento na incidência de intoxicações em homens e animais (MOLICA e AZEVEDO, 2009).

Em reservatórios do trópico semiárido, as elevadas temperaturas da água durante todo o ano e as longas horas de luz por dia contribuem diretamente para a multiplicação de cianobactérias. Esta constância ambiental, devido à sazonalidade pouca marcada nos trópicos, tem demonstrado favorecer a ocorrência de longos períodos de dominância destas algas (BARBOSA et al., 2012).

Por outro lado, a composição e a estrutura do fitoplâncton sofrem mudanças rápidas, uma vez que estes organismos, por serem unicelulares, apresentam um breve ciclo de vida, de dias e até mesmo horas, devido às suas necessidades fisiológicas (CALIJURI et al., 2002). Com isso, torna-se importante o entendimento da dinâmica, das populações de cianobactérias, em curtos intervalos de tempo, a partir do ciclo nictemeral, pelo fato deste ter maior influência que um ciclo anual.

Este trabalho teve como objetivo avaliar, em um ciclo de 24 horas, a dominância de cianobactérias em reservatório utilizado para abastecimento público, como meio de contribuir para o monitoramento desses mananciais.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada no reservatório de Acauã, localizado no município de Itatuba/PB (7°51’ e 7°57’ S e 35°19’ e 35°27’ W), pertencente à bacia hidrográfica do

médio Paraíba, cuja bacia hidráulica tem uma área de 2.300m^2, com capacidade de acumulação de 253.142,247m^3. Este reservatório é o último barramento, nesta bacia, de uma série de açudes em cascata de médio e grande porte que serve de fonte de abastecimento para 17 cidades localizadas à jusante.

As coletas foram realizadas entre os dias 14 e 15 de julho de 2012, com intervalos de quatro horas, incluindo horários claros (12:00, 16:00, 08:00 e 12:00) e escuros (2:00, 24:00 e 04:00).

As amostras para analises qualitativas foram coletadas através de arrastos horizontais, com rede de plâncton de malha de 25 µm, e preservadas com formol a 4%. A identificação das espécies foi realizada com um microscópio óptico (Zeiss / Axioskop) e baseada em literatura específica para as cianobactérias.

Para a análise da densidade das cianobactérias (ind/mL^{-1}) foram realizadas coletas com auxílio da garrafa de van Dorn, em quatro profundidades, de acordo com o grau de extinção de luz (100%, 50%, 1% e 0%), medidas com o Disco de Secchi.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificadas 42 espécies representativas da comunidade fitoplanctônica, distribuídas em cinco classes: Cianophyceae (91,38%), Chlorophyceae (0,90%), Bacillariophyceae (7,54%), Dinophyceae (0,09%) e Euglenophyceae (0,07%), demonstrando uma dominância de cianobactérias.

As cianobactérias estiveram presentes em todas as profundidades e em todas as horas do ciclo nictemeral, com densidades elevadas, atingindo registros acima de 10.000 ind.mL^{-1} (Figura 1). A dominância de cianobactérias tem sido frequentemente relatada em reservatórios tropicais, inclusive em estudos nictemerais (MOURA et al. 2011).

Entre as espécies de cianobactérias presentes no reservatório de Acauã destacaram-se *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju e *Planktothrix agardhii* (Gomont) Komárek & Anagnostidis como as mais frequentes e abundantes.

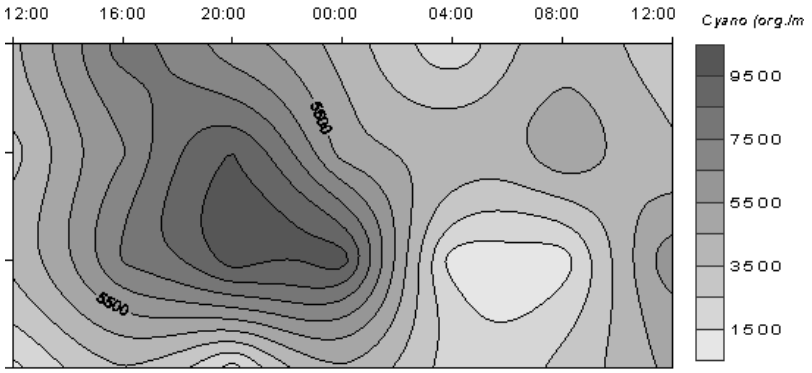


Figura 1. Densidade das cianobactérias no reservatório de Acauã - PB, durante o ciclo nictemeral, compreendido entre os dias 14 e 15 de julho de 2012 (período chuvoso).

A 100% de incidência de luz na água, houve variação na densidade de cianobactérias no decorrer das horas, com menores valores registrados às 20:00h (910 ind.mL^{-1}) (Figura 2). A espécie *Cylindrospermopsis raciborskii* teve maior densidade durante o período claro, às 04:00h (2.600 ind.mL^{-1}) com decréscimo contínuo no período da noite. Houve oscilações da densidade de *Planktothrix agardhii* também no decorrer das horas, com valores que variam entre 458 ind.mL^{-1} e 3.416 ind.mL^{-1} (16:00h), representando mais de 50% da comunidade das cianobactérias.

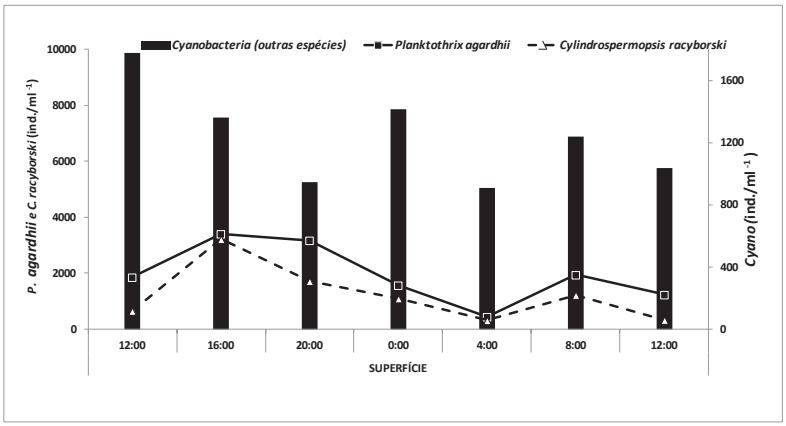


Figura 2. Densidade das cianobactérias (ind.mL^{-1}) a 100% de incidência de luz no reservatório de Acauã - PB, durante o ciclo nictemeral, compreendido entre os dias 14 e 15 de julho de 2012 (período chuvoso).

A densidade de cianobactérias a 50% de luz variou entre 5.890 ind.mL^{-1}, às 20:00h, e 7.300, às 12:00h, com pequena variação no decorrer das horas. *Planktothrix agardhii* foi a espécie mais importante nesta profundidade, estando presente em todos os horários de coleta (Figura 3), com valores elevados no período noturno (6.178

ind.mL^{-1}). *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentou densidades mais baixas, havendo uma tendência a estabilidade das 00:00 às 08:00, com maior valor 2.000 ind.mL^{-1} às 20:00h, apresentando um comportamento semelhante ao de *P. agardhii.*

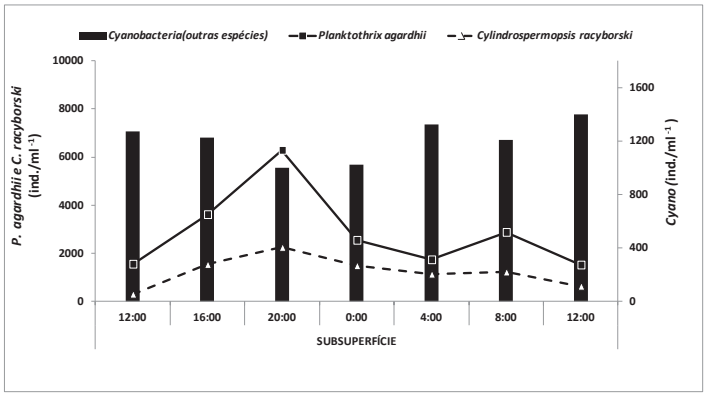


Figura 3. Densidade das cianobactérias (ind.mL^{-1}) a 50% de incidência de luz do reservatório de Acauã - PB, durante o ciclo nictemeral, compreendido entre os dias 14 e 15 de julho de 2012 (período chuvoso).

Na profundidade de 1% de luminosidade, a densidade de cianobactérias apresentou valores mais elevados no período compreendido entre 12:00 e 16:00h, com o mínimo de 1.593 ind.mL^{-1}, às 08:00h, e o máximo de 8.400 ind.mL^{-1}, às 16:00 horas (Figura 4). *P. agardhii* foi a espécie mais importante nesta profundidade, chegando a atingir 10.000 ind.mL^{-1}, às 20:00h. Apesar de ter apresentado densidades mais baixas, *C. raciborskii* apresentou uma distribuição diária semelhante a P. *agardhii*, com maior valor de densidade (3.850 ind.mL^{-1}) às 20:00h.

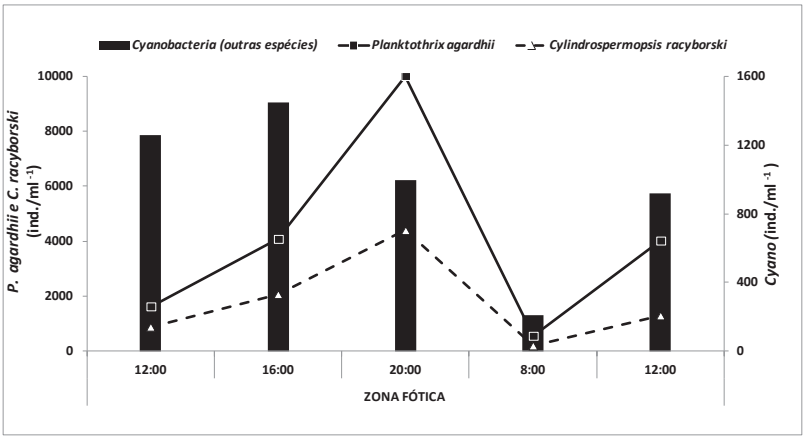


Figura 4: Densidade das cianobactérias (ind.mL^{-1}) a 1% de incidência de luz do reservatório de Acauã - PB, durante o ciclo nictemeral, compreendido entre os dias 14 e 15 de julho de 2012 (período chuvoso).

Na profundidade máxima (0% de penetração de luz), a densidade das cianobactérias apresentou uma expressiva redução, com variações entre 1.200 ind.mL^{-1}, às 20:00h, e 5.356 ás 00:00. Este fato foi influenciado pelo baixo florescimento de *P. agardhii* e *C. raciborskii* (Figura 5), as quais, apesar de continuarem como espécies dominantes, não atingiram o desenvolvimento observado nas demais profundidades analisadas. *P. agardhii* apresentou densidade variando entre 200 ind.mL^{-1}, às 12:00h, e 2.100 ind.mL^{-1}, às 16:00h, enquanto *C. raciborskii* variou entre 56 às 12:00h, e 1.750, às 00:00h.

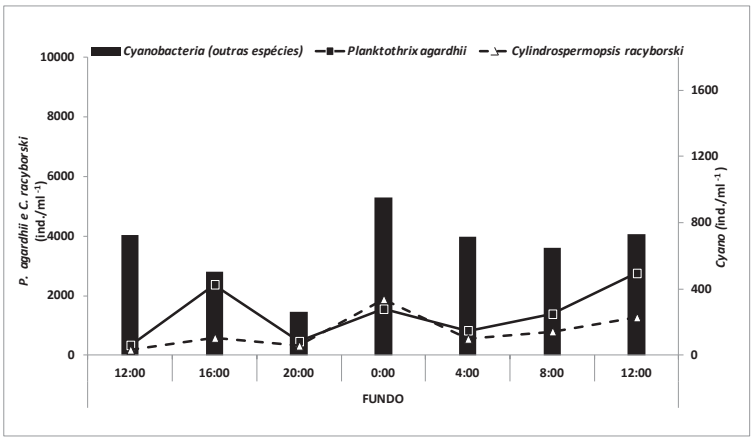


Figura 5: Densidade das cianobactérias (ind.mL^{-1}) a 0% de incidência de luz do reservatório de Acauã - PB, durante o ciclo nictemeral, compreendido entre os dias 14 e 15 de julho de 2012 (período chuvoso).

O reservatório de Acauã apresentou uma flora planctônica dominada por cianobactérias, cujos indivíduos ocorreram com densidades elevadas, a exemplo do que normalmente ocorre em outros ecossistemas, com elevado índices tróficos, localizados no semiárido nordestino (BARBOSA et al., 2012). De acordo com Vasconcelos et al. (2012), em reservatórios do Estado da Paraíba, florações de cianobactérias estão relacionados, entre outros fatores, a ocorrência de estratificações térmicas associadas a variações na transparência da água. Nestes casos, é comum a presença abundante das cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* e *Planktothrix agardhii*, que são espécies associadas às condições de trofia ambiental (DANTAS et al. 2008), justificando-se, assim, a dominância destas espécies no ambiente em estudo por se tratar de um reservatório com elevado índice trófico (ARRUDA-QUEIROZ et al., 2012).

No caso de Acauã, as duas espécies apresentaram distribuição relacionada à penetração da luz, tendo ocorrido um expressivo rebaixamento quantitativo das duas

espécies na camada menos iluminada e próxima ao fundo. Mesmo assim, *Planktothrix agardhii* apresentou sempre percentuais mais elevados, demonstrando ser uma espécie com sucesso ecológico diretamente relacionado à tolerância à baixa luminosidade, como já havia sido atestado por Padisák (1997), explicando-se o fato de esta espécie ser dominante desde as camadas mais superficiais até o fundo do reservatório. A presença da espécie nas diversas profundidades pode ser devido aos aerótopos existentes nas células, que possibilitam a movimentação da espécie na coluna d'água.

Assim, com base nas variações da densidade das cianobactérias, foram identificados três períodos distintos no ciclo nictemeral:

Período I (período claro): 12:00 - 16:00 – 08:00 – 12:00 – elevada densidade de cianobactérias, com dominância de *Planktothrix agardhii* em todas as profundidades;

Período II (Período disfótico): 04:00 – baixa densidade de cianobacterias, especificamente a 1% e 0% de luz, acompanhada na redução na densidade de *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* na superfície e no fundo.

Período III (Período escuro): 20:00 – 00:00 – baixa densidade de cianobactéria no fundo com dominância de *Planktothrix agardhii* às 20:00 em três profundidades e dominância de *Cylindrospermopsis raciborskii* às 00:00 na profundidade máxima.

CONCLUSÃO

- O reservatório de Acauã apresentou uma flora planctônica dominada por cianobactérias, cujos indivíduos ocorreram com densidades elevadas em todas as profundidades e em todas as horas do ciclo nictemeral, com densidades elevadas, algumas vezes, acima de 10.000 ind.mL^{-1}.
- Entre as cianobactérias, *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* foram as espécies mais comuns e abundante e caracterizaram a flora planctônicas nos horários de maior luminosidade.
- *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentaram distribuição vertical relacionada à penetração da luz, tendo ocorrido um expressivo rebaixamento quantitativo das duas espécies na camada menos iluminada e próxima ao fundo.

REFERÊNCIAS

Arruda-Queiroz, P.C.; Eskinazi –Leça, E.; Moura, A.N.; Barbosa, J.E.L.Variabilidade espacial e temporal da biomassa fitoplanctônica em um reservatório eutrofizado do semiárido paraibano. *Anais* da XII Joranada de Pesquisa e Extensão da UFRPE. 2012.

Barbosa, J.E.L.; Medeiros, E.S.F.; Brasil, J.; Cordeiro, R.S.; Crispim, M.C.B.; Silva, G.H.G.S. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia*, vol. 24, no 1, p. 103-118. 2012.

Calijuri, M. C., dos Santos, A. C. A. and Jati, S., Temporal changes in the phytoplankton community structure in a tropical and eutrophic reservoir (Barra Bonita, SP-Brazil). *Journal Plankton Research*, 24, 617-634. 2002.

Dantas, E.W.; Moura, A.N.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Arruda Neto, J.D.T. & Cavalcanti, A.D.C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. *Acta Botanica Brasilica*. Vol. 22 n 4, p 970-982. 2008.

Molica, R; Azevedo, S Ecofisiologia de cianobactérias produtoras de cianotoxinas. *Oecol. Bras*. Vol.13 n 2, p 229-24. 2009.

Moura, A.N.; Dantas, E.W.; Oliveira, H.S.B. & Bittencourt-Oliveira, M.C. Vartical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. *Braz. J. Biol*. Vol.71 n 2, p 451-459. 2011.

Padisák, J. *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya et Subba Raju, an expanding, highly adaptative cyanobacterium: worldwide distribution and review of its ecology. *Archiv Für Hydrobiologie*, vol. 107, p. 563-593. 1997.

Padisák, J.; Crossetti, L.O. & Naselli-Flores, L.. Use and misuse in the application of the phytoplankton functional classification: a critical review with updates. *Hydrobiologia,* vol.621 n 1, p.1-19. 2009.

Vasconcelos, J.F.; Barbosa, J.E.L.; Diniz, C.R.; Cebllos, B.S. O. Cianobactérias em reservtórios do Estado da Paraíba: Ocorrência, toxicidade e fatores reguladores. *Boletim Ablimno*, vol.39, n 2. 2011.

QUALIDADE DA ÁGUA DO RIO VELHO QUIXERÉ ATRAVÉS DE MACRÓFITAS

Patrícia Raquel Vidal do Nascimento (1); Dayane de Andrade Lima (2); Leudhony Silva Oliveira (3); Hosineide de Oliveira Rolim

(1) Graduanda em Saneamento Ambiental, IFCE - Limoeiro do Norte, Rua Estevão Remígio 1145, e-mail: paty_raquel2@hotmail.com
(2) Técnica em Meio Ambiente e graduanda em Saneamento Ambiental, IFCE - Limoeiro do Norte, Rua Estevão Remígio 1145, e-mail: dayane_eld@hotmail.com
(3) Graduando em Saneamento Ambiental IFCE - Limoeiro do Norte, Rua Estevão Remígio 1145, e-mail: dhony_leu@hotmail.com
(4) Professora do IFCE- Campus Limoeiro do Norte, Rua Estevão Remígio 1145, e-mail: hosineide@ifce.edu.br

Resumo

O rio Quixeré popularmente conhecido como rio Velho, ao longo de sua historia vem sofrendo impactos tanto de caráter natural, como antrópico. O rio velho recebe constantemente contribuições de efluentes não tratados que ocasionam poluição do ambiente aquático. Com o objetivo verificar a qualidade da água do rio foi utilizado como indicador de poluição a presença de algas. Dessa forma foi coletada uma amostra da água e analisada de forma qualitativa quanto à presença de macrófitas. Observou-se que o rio está passando por um processo de eutrofização que é um fenômeno causado pelo excesso de nutrientes como nitrogênio e fósforo, o que provoca à proliferação excessiva de algas, que ao entrarem em decomposição, levam ao aumento do número de microrganismos e à consequente deterioração da qualidade do corpo hídrico, vindo a causar mortandade de peixes e intensificar a poluição do corpo aquático. Obteve-se que o rio mostrou-se com excessiva presença de macrófitas das espécies Pistia stratiotes e Eichhornia crassipes, o corpo hídrico apresentou pouca variação de espécie de algas, mas caracterizou-se como causadoras de poluição do ambiente.

Palavras-chave: macrófitas, eutrofização, qualidade da água

INTRODUÇÃO

Em todos os ecossistemas, tem-se verificado que os recursos hídricos superficiais e subterrâneos deterioram-se devido às múltiplas atividades humanas que se desenvolvem com grande intensidade nas bacias hidrográficas do planeta observando-se que uma das causas fundamentais desta rápida deteriorização é o aumento populacional da espécie humana, acompanhado da expansão das atividades industriais e agrícolas, que compromete a disponibilidade de água para usos múltiplos.

Lagos, rios, reservatórios e outras coleções d'água, possuem importantes componentes que são as macrófitas aquáticas e estas constituem significativa parcela do estoque de energia e matéria do primeiro nível trófico da rede alimentar, além de proporcionar abrigo para desova e proteção das fases jovens de organismos aquáticos. As conseqüências da alteração no ambiente aquático promovida pela ação antrópica, algumas espécies passam a desenvolver densas infestações, sendo consideradas plantas daninhas, ocorrendo na concentração de oxigênio dissolvido na água, que altera significativamente o seu balanço, provocando fatores irreversíveis ao ecossistema local. Portanto, causam a quebra do equilíbrio ecológico, pois ocorre mais produção de matéria orgânica do que o sistema é capaz de se decompor.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foi coletada uma amostra da água e analisada de forma qualitativa quanto à presença de macrófitas, a amostra primeiramente foi limpa com água destilada, após seca e em seguida foi feito uma identificação das algas encontradas quanto à família, nome popular e nome científico.



Figura 1 – Visão aérea do rio velho (Quixeré)



Figura 2 – Vista da Ponte do Rio Velho Quixeré

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O rio esta passando por um processo de eutrofização que é um fenômeno causado pelo excesso de nutrientes (compostos químicos ricos em fósforo ou nitrogênio, normalmente causado pela descarga de efluentes agrícolas, urbanos ou industriais) num corpo de água mais ou menos fechado, o que leva à proliferação excessiva de algas, que, ao entrarem em decomposição, levam ao aumento do número de microrganismos e à conseqüente deterioração da qualidade do corpo

d’água (rios, lagos, reservatórios e outras coleções d’água) vindo a causar mortandade de peixes e intensificando a poluição do corpo aquático.

Tabela 1 – Resultados da analise realizada com a amostra.

Variáveis Investigadas	Macrófita 1	Macrófita 2
Nomes cientificos	Pistia stratiotes	Eichhomia crassipes
Nome popular	Alface d' água	Aguapé
Família	Pontederiaceae	Araceae

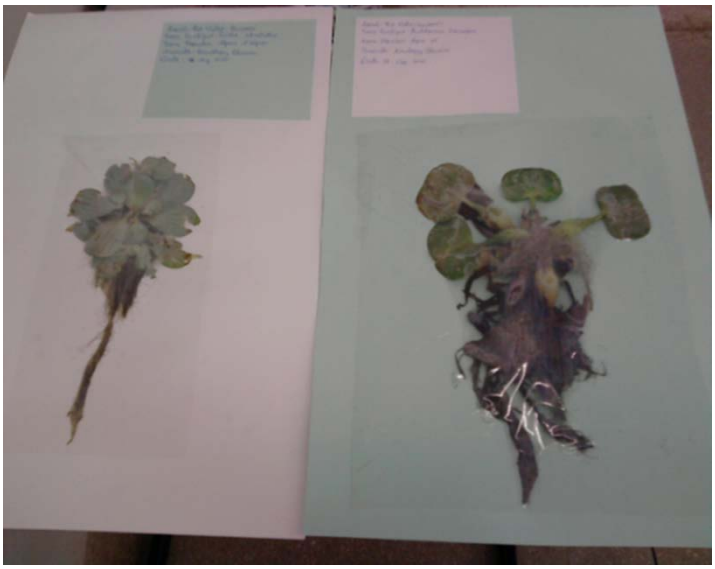


Figura 3 – Resultado das espécies identificadas

CONCLUSÕES

O rio mostrou-se com excessiva presença de macrófitas das espécies Pistia stratiotes e Eichhornia crassipes, essa pouca variedade de espécies demonstra indícios de desequilíbrio no corpo d'água, as macrófitas encontradas são indicadoras de estado eutrófico já elevado. Sugere-se que estudos mais detalhados devem ser procedidos para que de fato se possa concluir o grau de eutrofização em termos quantitativos.

AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Controle Ambiental (LCA) do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará ao, Campus Limoeiro do Norte.

REFERÊNCIAS

Disponívelem:
<.http://marte.dpi.inpe.br/col/dpi.inpe.br/sbsr@80/2008/11.15.22.06/doc/12451251.pdf
> Acesso em 08 de dezembro de 2010

Disponível em:
<.http://www.lume.ufrgs.br/handle/10183/15480>Acesso em 08 de dezembro de 2010

Disponível em:
<http://repositorio.furg.br:8080/jspui/handle/1/75> Acesso em 09 de dezembro de 2010

CIANOBACTÉRIAS EM DOIS ECOSSISTEMAS AQUÁTICOS TEMPORÁRIOS NO SEMIÁRIDO DE PERNAMBUCO

Paulo Henrique Santos Gonçalves[1], Thatiana Teles de Andrade Rocha[2], Cícero Tiago da Silva Gomes[3], Ariadne do Nascimento Moura[4].

[1]Mestrando em Botânica, Departamento de Biologia, Área de Botânica, Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Rua D. Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, CEP 52171-030, Recife, PE, Brasil. Email: paulohenrsg18@gmail.com

[2]Graduada em Ciências Biológicas pela Fafire - Faculdade Frassinetti do Recife, Avenida Conde da Boa Vista, 921, Boa Vista, CEP 50060-002, Recife – PE. Email: tathi__teles@hotmail.com.

[3]Mestre em Botânica, Laboratório Central de Saúde Pública de Pernambuco (LACEN-PE). Praça Oswaldo Cruz, s/n, Boa Vista, Reife, PE. Endereço. Email: ciano.gomes@terra.com.br.

[4]Professora Dra., Departamento de Biologia, Área de Botânica, UFRPE. Email: ariadne_moura@hotmail.com

Resumo

Na região do semiárido pernambucano, o risco de contaminação da população e de animais por cianotoxinas é muito alto devido à escassez de água e a existência de uma rede de distribuição incipiente. Este estudo objetivou realizar um levantamento de cianobactérias em dois ecossistemas aquáticos temporários, verificando a ocorrência de espécies potencialmente tóxicas. Foram identificados seis táxons de cianobactérias (três em cada um dos ecossistemas estudados). *Pseudanabaena* cf. *voronichinii* foi citada pela primeira vez para o estado de Pernambuco. Em ambos os ecossistemas foram encontrados táxons de cianobactérias potencialmente tóxicos. Recomenda-se que sejam realizados estudos ecotoxicológicos nesses ecossistemas visando a verificar a ocorrência de cianotoxinas; é importante também que tais corpos d'água sejam utilizados com cautela pela população devido aos riscos de intoxicação.

Palavras-chave: cianobactérias potencialmente tóxicas, ecossistemas aquáticos temporários.

INTRODUÇÃO

A ocorrência de cianobactérias potencialmente tóxicas em ecossistemas aquáticos da região do semiárido de Pernambuco é preocupante uma vez que esta região sofre com a escassez de água e possui uma rede de distribuição incipiente. Desse modo, o risco de contaminação da população e de animais por cianotoxinas é muito alto (FALCÃO, MOURA e FERRAZ, 2002). Este estudo objetivou realizar um levantamento de cianobactérias em dois ecossistemas aquáticos temporários, verificando a ocorrência de espécies potencialmente tóxicas, trazendo descrições dos táxons encontrados, e suas distribuições para o estado de Pernambuco.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram estudadas as cianobactérias de dois ecossistemas aquáticos temporários distintos, ambos localizados no município de Venturosa (08°34'S e 36°52'O)**,** semiárido de Pernambuco, Brasil. Um desses ecossistemas consiste de rochas com cavidades onde a água pluvial acumula-se naturalmente (**figura 1a**); a água acumulada nessas rochas é utilizada para consumo humano. O outro ecossistema estudado consiste em um pequeno açude (**figura 1b**), cuja água destina-se à dessedentação de animais. Em ambos os ecossistemas foi realizada coleta no mês de fevereiro de 2012, na superfície utilizando-se recipientes de 300 mL. As amostras foram preservadas com solução de formalina a 2% e centrifugadas para análise em do microscópio óptico NIKON. Os táxons foram fotografados com utilização de câmera Moticam 480 acoplada ao microscópio trinocular Motic, mod. Jenaval, com uso do software Motic Images Plus. O enquadramento taxonômico e a identificação das espécies foram baseados na literatura especializada.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Táxons encontrados no ecossistema 1 (figura 1a):

Ordem Chroococcales

Família Merismopediaceae

Aphanocapsa elachista West & G.S.West 1894: 276, pl. XV: figs. 9, 10. **Figura 2a.**

Colônias irregulares, atingindo até cerca de 270µm de diâmetro, com mucilagem difluente. Células esféricas, sem aerótopos, 1-2,3 µm de diâmetro.

Distribuição no estado de Pernambuco: Reservatórios de Arcoverde (DANTAS, MOURA e BITTENCOURT-OLVEIRA, 2011); Reservatórios de Pedra e Tapacurá (DANTAS, 2010).

Toxicidade comprovada: Não.

Ordem Nostocales

Família Nostocaceae

Anabaena sp. **Figura 2b.**

Tricomas retos, com células esféricas ou em forma de barril, constritas e sem aerótopos. Células medianas com 6-8µm de diâmetro, células terminais com 6-7µm de largura e 7,5-8µm de comprimento. Heterócitos e acinetos não observados.

Ordem Oscillatoriales

Família Pseudanabaenaceae

Pseudanabaena cf. *voronichinii Anagnostidis* 2001, Preslia 73: 360. **Figura 2c.**

Tricomas solitários, curtos, retos, atingindo (8)-10-21-(97,5) µm de comprimento x 1,2-1,5 µm de largura, livres-flutuantes, por vezes inseridos em mucilagem de *A. elachista* ou de clorofíceas coloniais; compostos por (2)-3-6-(9) células cilíndricas, 2-6 µm de comprimento, constritas nas paredes transversais, sem aerótopos, sem mucilagem. Células apicais amplamente arredondadas.

Distribuição no estado de Pernambuco: Primeira citação da espécie.

Toxicidade comprovada: Não.

Táxons encontrados no ecossistema 2 (figura 1b):

Ordem Chroococcales

Família Chroococcaceae

Chroococcus limneticus Lemmermann 1898: 153. **Figura 2d.**

Colônias com ampla bainha mucilaginosa, formato esférico ou irregular, com 4-32 células. Células esféricas ou hemisféricas, verde-oliva, sem aerótopos, 5-7 µm de diâmetro.

Distribuição no estado de Pernambuco: Açude do Prata (CARVALHO DE LA MORA, 1991), Reservatórios de Duas Unas, Tapacurá, Jucazinho, Arcoverde, Pedra (DANTAS, 2010); Reservatório de Botafogo (MOURA et al. 2006); Reservatório de Mundaú (LIRA, 2009).

Toxicidade comprovada: Não.

Ordem Nostocales

Família Nostocaceae

Sphaerospermopsis torques-reginae (Komárek) Werner, Laughinghouse IV, Fior & Sant'Anna in Werner *et al.* 2012: 2309(1): 62. **Figura 2d.**

Tricomas espiralados, com células esféricas, constritas e com aerótopos (2,7-) 4-5,5 (-6,4) µm de diâmetro. Heterócitos arredondados com diâmetro de 4,5-7 µm. Acineto esférico, solitário ou ao lado do heterócito com (6-)-10-11 µm de diâmetro.

Distribuição no estado de Pernambuco: Reservatórios de Carpina e Tapacurá (ARAGÃO, 2011).

Toxicidade comprovada: Não.

Cylindrospermopsis raciborskii (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju in Desikachary 1972: 55. **Figuras 2e** e **2f.**

Tricomas retos ou sigmóides, com 48-176 µm de comprimento por 2,5-5 µm de largura, com células apicais acuminadas. Células levemente constritas, com 5,6-19 µm de comprimento, sem aerótopos. Heterócitos e acinetos não observados.

Distribuição no estado de Pernambuco: Reservatórios de Jucazinho, Alagoinha, Bitury, Ipojuca, Arcoverde, Buíque, Mundaú, Botafogo, Duas Unas, Carpina, Santo Antônio dos Palmares, Pedra, Tapacurá (ARAGÃO, 2011), Reservatórios de Araripina, Rancharia, Gergelim, Lagõa do Barro, Lopes II, Algodões, Barriguda, Entremontes, Chapéu, Jazigo, Saco I, Cachoeira II, Chinelo, São José II, Rosário, Brotas, Cachoeira I, Poço da Cruz, Custódia, Barra, Barrinha, Boa Vista, Mororó, Arcoverde, Venturosa, Ingazeira, Ipaneminha, Buíque, Itaíba, Ipanema, Iati (BOUVY *et al.* 2000).

Toxicidade comprovada: cilindrospermopsina e alcaloides neurotóxicos (SIVONEN e JONES, 1999).

Dentre os trabalhos que trataram sobre as cianobactérias no estado de Pernambuco, apenas os de Carvalho-de-La-Mora (1986; 1989; 1991), Moura (2010) e Aragão (2011) trouxeram descrições e ilustrações dos táxons identificados. Todos esses estudos apresentaram novas referências para o estado. Dentre os seis táxons descritos no presente estudo, apenas *Pseudanabaena* cf. *voronichinii* consiste em nova referência para o estado. Optou-se por apresentar *Pseudanabaena voronichinii* em *conferatur* porque esta espécie tem sido frequentemente encontrada associada à mucilagem de espécies de *Microcystis* Lemmermann, o que não foi observado no presente estudo. *P. voronichinii* difere de *Pseudanabaena mucicola* (Naumann & Huber-Pestalozzi) Schwabe porque possui células distintamente mais longas do que largas (KOMÁREK e ANAGNOSTIDIS, 2005). Somente no açude foi observada a presença de espécie comprovadamente tóxica. No entanto, verificamos a presença de uma espécie de *Anabaena* Bory de Saint-Vicent ex Bornet & Flahault no caldeirão, este gênero possui diversas espécies comprovadamente tóxicas.

CONCLUSÃO

1. Recomendamos que sejam realizados estudos ecotoxicológicos para verificar a presença de cianotoxinas nos ecossistemas estudados.
2. É importante que tais corpos d'água sejam utilizados com cautela pela população devido aos riscos de intoxicação.

REFERÊNCIAS

ARAGÃO, N. K. C. V. **Taxonomia, distribuição e quantificação de populações de cianobactérias em reservatórios do estado de Pernambuco**. 2011.159f. Dissertação (Mestrado em Botânica) - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2011.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, MARC.; MOURA, A.N. Occurrencer of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology,** v.23, p.13-27. 2000.

CARVALHO-DE-LA-MORA, L.M. Nostocophyceae (Cyanophyceae) de mananciais de abastecimento. I – Açude do Prata, Recife, Pernambuco. In: II Encontro Brasileiro de Plâncton, 1986, Salvador – BA. **Anais do II Encontro Brasileiro de Plâncton**, Salvador, BA, p.1-32. 1986.

CARVALHO-DE-LA-MORA, L.M. Chroococcales (Cyanophyceae) do Estado de Pernambuco, Brasil – I. *Microcystis*. **Insula**, n.19, p. 199-214. 1989.

CARVALHO-DE-LA-MORA, L.M. Chroococcales (Cyanophyceae) do Estado de Pernambuco, Brasil – II. *Synechocystis*, *Synechococcus*, *Cyanothece*, *Merismopedia*, *Aphanotece*, *Gloeocapsa*, *Chroococcus*, *Gloeothece*, *Gomphosphaeria* e *Johannesbaptista*. 1991. In: Encontro Brasileiro de Plâncton, Recife, PE. **Anais do Encontro Brasileiro de Plâncton**, Recife, PE. 1991.

DANTAS, E. W. **Ecologia da comunidade de algas planctônicas em reservatórios de Pernambuco (Nordeste, Brasil).** 2010. 123f. Tese (Doutorado em Botânica). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2010.

DANTAS, E. W.; MOURA, A. N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M. C. Cyanobacterial blooms in stratified and destratified eutrophic reservoirs in semi-arid region of Brazil**. Anais da Academia Brasileira de Ciências**, v. 83, n. 4, p. 1327-1338. 2011.

FALCÃO, D.; MOURA, A.N.; FERRAZ, A. **Florações de microalgas em mananciais do Estado de Pernambuco – uma ameaça à qualidade da água**. Cadernos da Fafire, ano 1, n.4, p.28-31.2002.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota **1.**In: ETTL, H., GÄRTNER, G., HEYNING, H., MOLLENHAUER (HRSG.). Teil: Chroococcales. **Süßwasserflora von mitteleuropa**. Band.19/1. Gustav fisher. 1998.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 2. in: BÜDEL, B., KRIENITZ, L.; GÄRTNER, G.; SCHARGERL, M. (hrs.). Teil: Oscillatoriales. **Süßwasserflora von mitteleuropa**. Band.19/2. Elsevier gmbh, münchen. 2005.

KOMÁREK, J.; ZAPOMELOVÁ, E. Planktic morphospecies of the cyanobacterial genus *Anabaena* = subg. *Dolichospermum* – 1.part; coiled types. **Fottea**, v. 1, n. 7, p.1-31. 2007.

KOMÁRKOVÁ, J. The tropical genus *Cylindrospermopsis* (Cyanophytes, Cyanobacteria). In: **Anais do IV Congresso Latino-Americano de Ficologia** (M.T.P. Azevedo, D.P. Santos, L.S.C. Pinto, M. Menezes, M.T. Fujii, N.S. Yokoya, P.A.C. Senna e S.M.P.B. Guimarães, eds.). Sociedade Ficológica da América Latina e Caribe, São Paulo, v.1, p.327-340. 1998.

LIRA, G. A. T. S. **Distribuição vertical e sazonal da comunidade fitoplanctônica em dois reservatórios eutróficos do estado de Pernambuco.** 2009. 117f. Tese (Doutorado em Botânica). Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2009.

MOURA, A. N.; PIMENTEL, R. M. M.; LIRA, G. A. S. T.; CHAGAS, M. G. S.; BITTENCOURT-OLIVEIRA; M. C. Composição e estrutura da comunidade fitoplanctônica relacionadas com variáveis hidrológicas abióticas no reservatório de Botafogo. **Revista de geografia**, v. 23, n. 3, p. 26-42. 2006.

MOURA, A. N.; ARAÚJO, M. K. C.; SORIANO, H. B. O.; LIRA, G. A. S. T.; NASCIMENTO, E. C. Cianobactérias planctônicas em reservatório eutrófico do estado de Pernambuco. In: Moura, A.N.; Araújo, E.L.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Pimentel, R.M.M.P.; Albuquerque, U.P. (eds.). **Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, ecologia e manejo**. Nuppea. 1ªed, p.115-143. 2010.

SIVONEN, K.; JONES, Cyanobacterial toxins. In: CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in Water: A guide to their public health consequences, monitoring and management**, 1ªed. p. 55-124, cap.3. 1999.

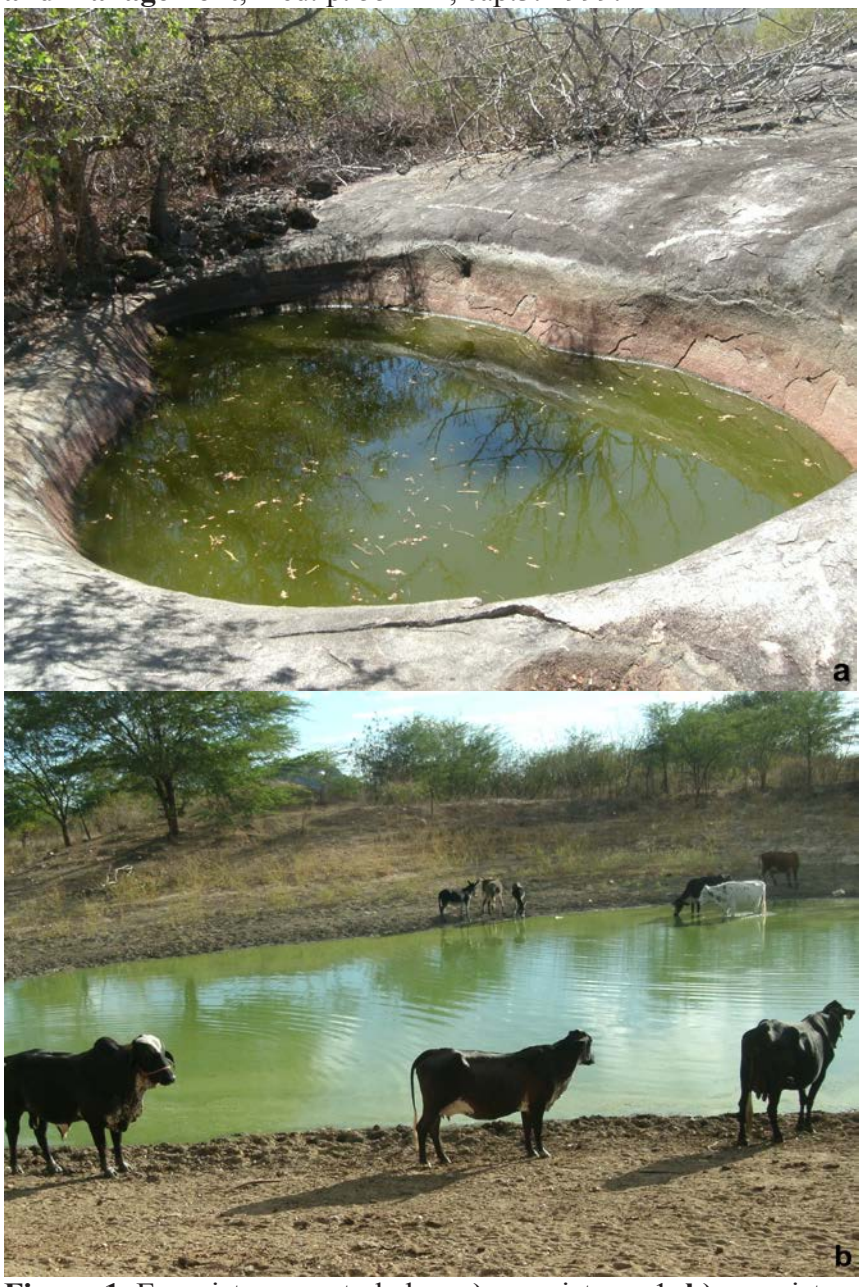


Figura 1. Ecossistemas estudados. **a)** ecossistema 1**. b)** ecossistema 2.

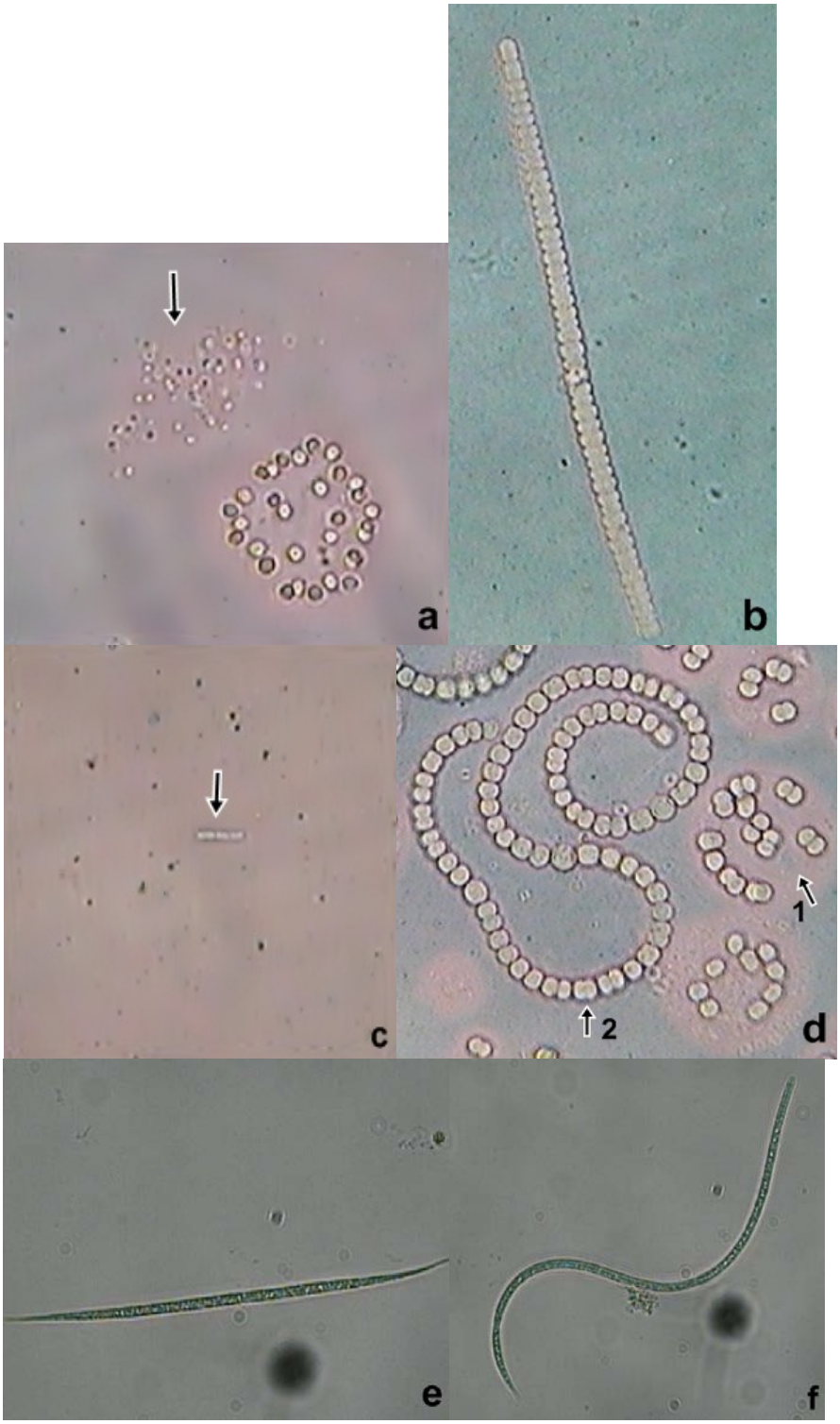


Figura 2. Táxons de cianobactérias encontrados nos ecossistemas estudados. **a)** *Aphanocapsa elachista*. **b)** *Anabaena* sp. **c)** *Pseudanabaena* cf. *voronichinii*. **d)** A seta n°1 aponta *Chroococcus limneticus* e a seta n°2 aponta *Sphaerospermopsis torques-reginae*. **e)** *Cylindrospermopsis raciborskii* morfotipo reto. **f)** *Cylindrospermopsis raciborskii* morfotipo espiralado. De a-d magnificação de 600x, e-f magnificação de 400x.

INVENTÁRIO ICTIOLÓGICO DO CÓRREGO SÃO LUIZ, CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA, PARÁ

Paulo Henrique Teles da Silva[1], Danilo Epaminondas Martins e Martins[2], Wilker Caminha dos Santos[3] Hellison Silva Mota[4]

[1,2,3,4]Graduandos de Tecnologia em Gestão Ambiental.
Instituto Federal do Pará - IFPA/Campus Conceição do Araguaia.
Caixa Postal 68.540-000 - Conceição do Araguaia – PA, Av. Couto de Magalhães, s/n.

Teles.paulo@ymail.com[1], daniepaminondas@hotmail.com[2]
wilkercaminha10@hotmail.com[3], hellisonguitar@hotmail.com[4]

Resumo

O objetivo desta pesquisa foi fazer um levantamento biológico da ictiofauna do córrego São Luiz, para elaboração de uma coleção referência. Parâmetros estruturais e físico-químicos serão empregados à pesquisa. Ao fim da elaboração da coleção referência, a mesma será armazenada e guardada no Laboratório de Ecologia do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará- Campus Conceição do Araguaia, para consultas e auxilio de posteriores pesquisas. Foram encontrados 108 exemplares, divido em 14 espécies pertencentes a 06 famílias e 03 ordens. Sendo a espécie *Serrapinnussp A1*que possuiu maior representatividade.

Palavras-chave: Ictiofauna, Coleção Referencia, Peixe.

INTRODUÇÃO

Um dos desafios mais importantes e difíceis a serem enfrentados, é a conservação da biodiversidade em ecossistemas aquáticos. Estudos ambientais em geral interpretam as causas e modificações dos ecossistemas e suas conseqüências sobre as comunidades biológicas, Corrêa (2007).Quando se fala em ecossistemas aquáticos, se conhece muito pouco se compararmos com o conhecimento que se tem dos ecossistemas terrestres.

O município de Conceição do Araguaia pertence à Mesorregião Sudeste Paraense. Ela se desenvolve no sentido Norte e Sul, acima da plataforma situada entre o Rio Araguaia e o Córrego São Luís, cerca de 1200 km de distância da capital. O Córrego São Luiz com cerca de 8 km de extensão, circunda a cidade de Conceição do Araguaia que se

encontra a margem direita do mesmo. Sua provável nascente localiza se dentro da Chácara Condado, saída da cidade em direção ao Tocantins, acredita-se que o mesmo seja formado por pequenas nascentes naturais e pelo abastecimento de águas pluviais sendo também afluente do córrego São Domingos. Ao longo de sua extensão, sofre imensa influência do homem, principalmente pela construção de residências não planejadas em áreas próximas. A ausência da mata ciliar é evidente em boa parte de sua extensão (SILVA et al, 2011).

As coleções zoológicas podem ser consideradas como registros fundamentais da biodiversidade aquática para o desenvolvimento de atividades de ensino e pesquisa. O acervo depositado poderá representar uma ferramenta para o conhecimento da biodiversidade de peixes em ecossistemas lóticos, permitindo o aprofundamento da identificação taxonômica, além de facilitar a realização de estudos de dinâmica de populações e estrutura de comunidades devido à crescente incorporação de material (FRANÇA et al, 2007).

Durante seu ciclo de vida, um peixe precisa direcionar recursos energético sem seu crescimento e também na reprodução. A maioria das espécies apresenta uma elevada flexibilidade alimentar, enquanto as estratégias reprodutivas apresentam um caráter conservativo. Dessa maneira, não surpreende o fato de que as causas principais do declínio dos estoques de peixes, que levam à extinção local ou regional de espécies estejam muito mais relacionadas às restrições envolvendo aspectos reprodutivos do que os alimentares (ESTEVES 2011).

O objetivo desta pesquisa foi fazer um levantamento biológico da ictiofauna do córrego São Luiz, para elaboração de uma coleção referência.

MATERIAIS E MÉTODOS

Foram selecionados cinco pontos de coletas: Ponto 1 (provável nascente); Ponto 2 (Vila Real); Ponto 3 (Chácara dos Padres); Ponto 4(Pecuária); Ponto 5 (Foz do Córrego), (figura 01).



Figura 01- Distribuição espacial dos pontos de ocorrência das espécies.

Para a realização das coletas foram efetuadas 04 visitas a campo, no período de 30/05/12 a 16/06/12. Os peixes foram coletados de forma ativa, utilizando-se redes de cerco, puçás e peneiras. O esforço de coleta é padronizado por meio do número de coletores e tempo de coleta. Três coletores exploraramcada ponto de coleta em um trecho de 15m, durante 2 horas, explorando todos os habitats encontrados no local. As extremidades dos trechos de amostragem foram bloqueadas com redes de malha fina para evitar a fuga dos peixes. As coletas serão feitas em sentido jusante-montante.

Foram feitas algumas amostragens de parâmetros estruturais e físico-químicos dos igarapés. São estes:

- Parâmetros estruturais: largura média do canal, profundidade média e máxima média e tipos de substrato.
- Parâmetros físico-químicos da água: oxigênio dissolvido, temperatura, potencial hidrogeniônico (pH), condutividade, através de medidores digitais portáteis.

A largura média do canal (m) é o calculo a partir da média de 4 medidas eqüidistantes ao longo do trecho determinado. A profundidade média do canal(m) e profundidade máxima média (m)é o resultado de 9 sondagens eqüidistantes em quatro transectos transversais ao longo do trecho. O tipo de substrato é inicialmente classificado em categorias, como: areia, argila, tronco (madeiras com diâmetro acima de 10cm), liteira (composta de folhas e pequenos galhos), liteira fina (material particulado fino), raiz (emaranhado de raízes, em maioria finas, provenientes da vegetação marginal)e macrófita (vegetação aquática) . A composição do substrato em cada transecto é determinada a partir de sondagens em 9 pontos eqüidistantes em quatro secções

transversais ao longo do trecho. A composição geral do substrato de cada igarapé é caracterizada pela freqüência de ocorrência (%) de cada tipo de substrato. As espécies foram identificadas com a ajuda de outros trabalhos científicos já publicados, referente à ictiofauna.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Ao total de todos os pontos coletados (exceto o P1), foram encontrados 108 exemplares, divido em 14 espécies pertencentes a 06 famílias e 03 ordens, (Tabela 1). A ordem Characiformes (64,2%) foi a mais representativa, seguida da ordem Perciformes (28,5%),no entanto, a ordem Siluriforme teve baixa representatividade, com apenas 7,3%.Os parâmetros estruturais e físico-químicos do córrego estão representados na Tabela 2.

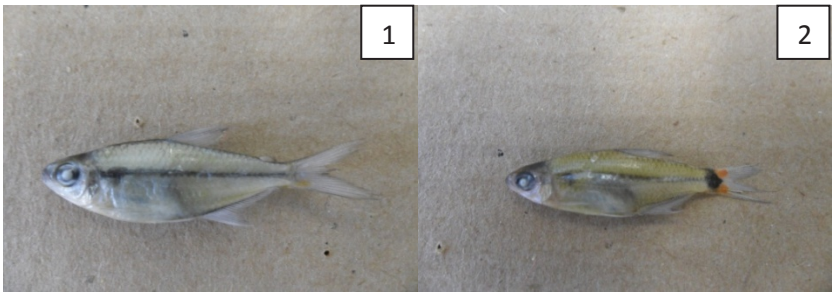
Em relação à ocorrência de peixes por ponto de coleta, houve bastante variação. Tanto o P3 (Rodovia), quanto o P5 (Foz) tiveram o mesmo número de espécie (06 espécies), enquanto o P2 com 05 espécies e o P4 com apenas 01 espécie.

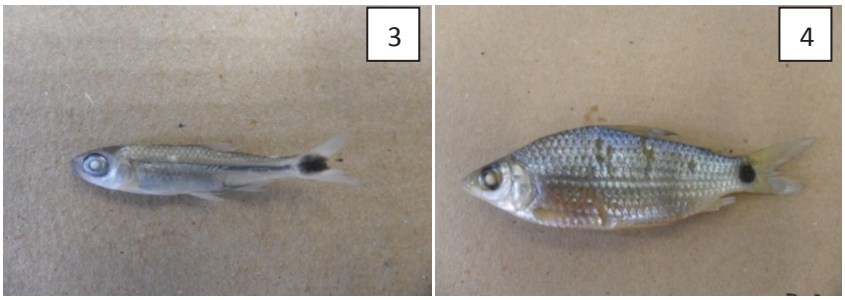
Tabela 1. Relação das espécies de peixes registradas (assinaladas por um X) em cada um dos pontos amostrados (P) no Córrego São Luiz.

Taxon/Ponto	**P1**	**P2**	**P3**	**P4**	**P5**	
Characiformes Acestrorhynchus						
Acestrorhynchus falcatus						**x**
Anostomidae						
Leporinus bahiensis						**x**
Characidae						
Brachychalcinus copei						**x**
Bryconops affinis			x	x		x
Bryconamericus stramineus			**x**			
Serrapinnussp A1			**x**		**x**	
Serrapinnus notomelas			**x**	**x**		
Curimatidae						

Cyphocharax spilurus					**x**
Steidachnerinae legans					**x**
Perciformes Cichlidae					
Cichlasoma amazonarum			**x**		
Cichlasoma paranense		**x**	**x**		
Satanoperca sp A2			**x**		
Satanoperca pappaterra			**x**		
Siluriformes Pimelodidae					
Pimelodus sp. A1					**x**

A espécie *Serrapinnus sp A1* foi a que teve mais representatividade com 46,2% de todos os exemplares, seguida de *Bryconops affinis* com 30,5% e as espécies que tiveram baixa representatividade com 0,9% foram,*Acestrorhynchus falcatus, Brachychalcinus copei,Cichlasomaamazonarum,Cyphocharaxspilurus,Steidachnerinaelegans*.





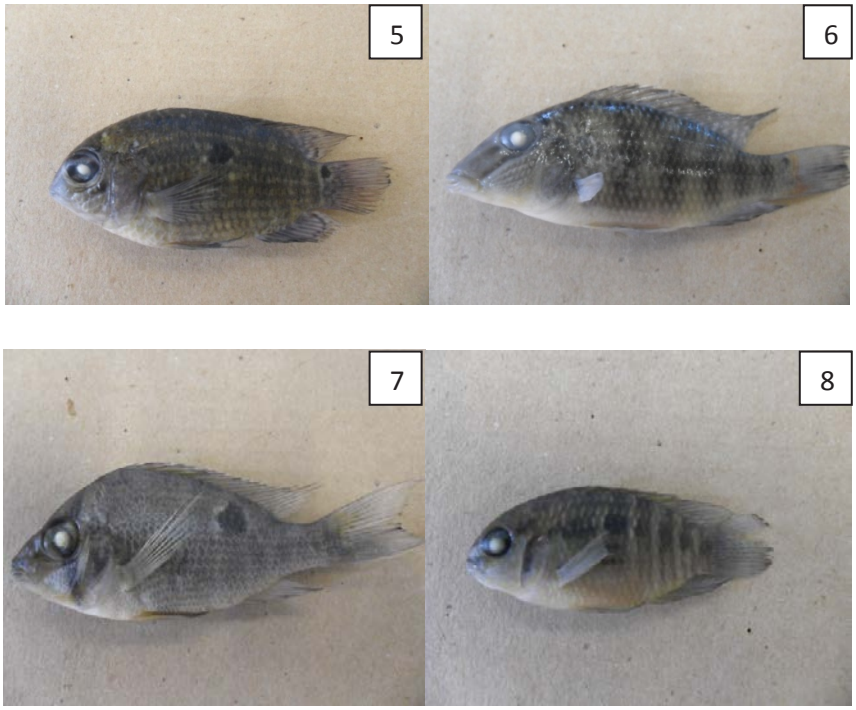
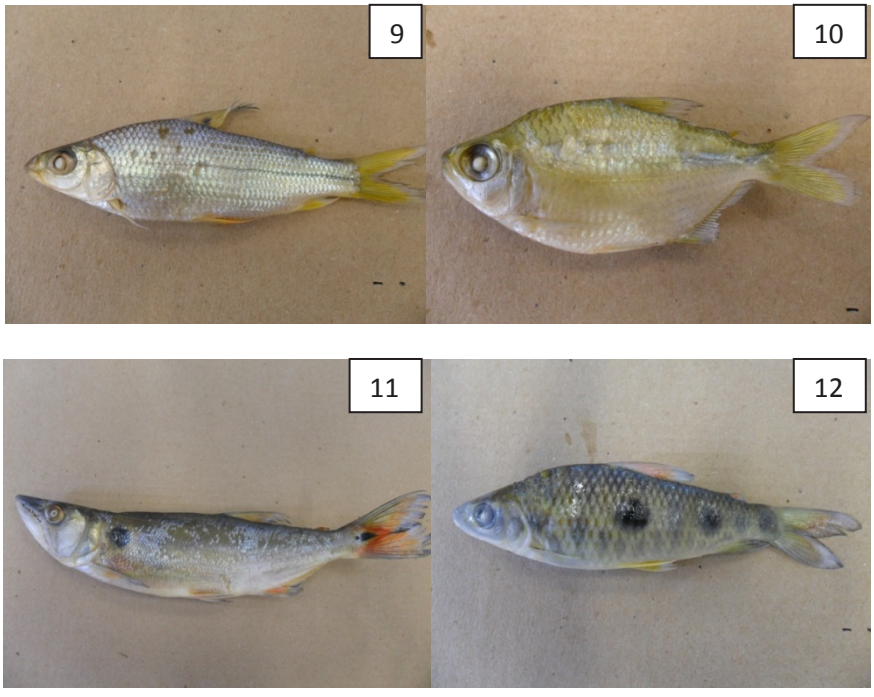


Figura 02- Exemplares de peixes coletados no Córrego São Luiz.1) *Serrapinnus sp; 2)Serrapinnus notomelas; 3)Bryconamericu sstramineus; 4) Cyphocharax spilurus; 5) Cichlasoma amazonarum; 6)Satanoperca papaterra; 7) Satanoperca sp A2; 8) Cichlasoma paranense.*





Cont. Figura 02- Exemplares de peixes coletados no Córrego São Luiz. 9) *Steidachnerinae legans; 10) Brachychalcinus copei; 11) Acestrorhynchus falcatus; 12) Leporinus friderici; 13) Bryconops affinis; 14) Pimelodus sp. A1.*

Tabela 02- Parâmetros estruturais e Físico-Químicos do córrego São Luiz: (LMC) Largura média do canal, (PM) Profundidade Máxima, (Pm) Profundidade média, (ph) Potencial Hidrogenionico, (Cond.) Condutividade, (OD) Oxigênio Dissolvido, (T°) Temperatura, (S) Tipos de Substrato, cascalho (c), Raiz (r), Areia (a), Areia Fina (af).

Ponto	**LMC**	**PM**	**Pm**	**pH**	**Cond.**	**OD**	**T°**	**S**
P1-Nascente	-	-	-	-	-	-	-	-
P2- Vila Real	10,40m	41 cm	22,27cm	5,92	00 uS/cm	10,9 mg/l	28°C	c
P3- Rodovia	3,85m	37 cm	29,55 cm	6,10	63 uS/cm	84 mg/l	33,3°C	r/a
P4-Pecuária	5,42m	18 cm	10,11 cm	6,60	64 uS/cm	11,8 mg/l	26,8°C	c/a
P5- Foz	4,55m	110 cm	66,44 cm	5,25	35 uS/cm	13,8 mg/l	23,7°C	c/af

O baixo número de espécies no P3 (Pecuária) pode ser devido ao grande impacto que este ponto vem sofrendo. Habitantes que moram as margens do mesmo, depositando efluentes no córrego, ocasionados o desaparecimento de algumas espécies de peixes por ser sensível a poluição.

CONCLUSÃO

O inventário resultante da pesquisa contribui no controle, acesso e uso do patrimônio genético ictiológico brasileiro, ainda largamente inexplorado.

REFERENCIAS

ALVES, C. B. M.; LEAL, C. G.; BRITO, M. F. G.; SANTOS, A. C. A, **Biodiversidade e conservação de peixes do Complexo do Espinhaço,** Megadiversidade Volume 4 Nº 1-2 Dezembro 2008.

AQUINO, P.P.U., SCHNEIDER, M., MARTINS-SILVA, M.J., PADOVESI-FONSECA, C., ARAKAWA, H.B. & CAVALCANTI, D.R. 2009. **Ictiofauna dos**

córregos do Parque Nacional de Brasília, bacia do Alto Rio Paraná, Distrito Federal, Brasil Central Biota Neotrop. 9(1):

CORRÊA, J. M. **Estrutura de comunidade de peixes de igarapés de três pequenas bacias de drenagem sob uso de agricultura familiar no nordeste paraense.** 2007. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade Federal do Pará, UFPA, Belém, 2007.

ESTEVES, F. A, 2011.**Fundamentos de Limnologia**- 3 ed. – Rio de Janeiro:EditoraInterciencia, p. 610.

FRANÇA, J. S; CALLISTO, M, **Coleção de macroinvertebrados bentônicos: ferramenta para o conhecimento da biodiversidade em ecossistemas aquáticos continentais,** 2007. Neotropical BiologyandConservation 2(1):3-10, january - april 2007

MEGA, D. F; BEMVENUTI M. A. **Guia didático sobre alguns peixes da lagoa mangueira, RS.** Cadernos de Ecologia Aquática,V1 N°2 Dezembro 2006.

INGENITO , L. F. S.; DUBOC , L. F.; ABILHOA , V. **Contribuição ao conhecimento da ictiofauna da bacia do alto Rio Iguaçu, Paraná, Brasil.***Arq. ciên. vet.*UNIPAR, 7(1):p.23-36, 2004.

OIKOS, Pesquisa Aplicada, **Estudo de Impacto Ambiental (Eia) das Obras de Implantação da Ferrovia Oeste Leste (Ef 334), entre Figueirópolis (To) e Ilhéus (Ba),** Janeiro, 2010.

Estrutura e composição da ictiofauna de riachos da bacia do Rio Grande no estado de São Paulo, sudeste do Brasil, disponível em: Biota Neotropica v4(n1) **http://www.biotaneotropica.org.br/v4n1/pt/abstract?article+BN01704012004,** acessado em 02/06/12.

Peixes do rio Paranapanema,Copyright© da edição: Duke Energy International Geração Paranapanema, 2003.

UTILIZAÇÃO DE BIOSSURFACTANTE NA REMOÇÃO DE METAIS PESADOS[A]

[A]Resultados Parciais do Projeto de Pós-doutorado. Financiamento: CNPq

Petrusk Homero Campos Marinho[1], Raquel Diniz Rufino[2], Juliana Moura de Luna[2], Leonie Asfora Sarubbo[3]

[1]Pós-Doutorando em Biotecnologia, PDJ. Bolsista CNPq. [2]Pós-Doutorandas em Biotecnologia, PNPD. Bolsista CAPES/FACEPE. Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco, Rua do Príncipe, nº 526, Boa Vista, CEP: 50050-900, Recife, PE, Brasil. petruskhomero@bol.com.br. [2] Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco.

Este trabalho teve como objetivo avaliar a condutividade e a atividade quelante de surfactante microbiano e sintéticos na remoção dos metais pesados cádmio (Cd) e chumbo (Pb) em diferentes concentrações e sua possível aplicação em processos biotecnológicos. Os resultados mostraram que as concentrações de 1/2CMC e CMC do biossurfactante de *Candida lipolytica* frente a concentrações de 500ppm de chumbo, apresentaram condutividades de 413µS e 415µS. Já para concentração de 500ppm de cádmio as condutividades exibiram pequenas variações, com valores de 417µS e 472 µS, respectivamente. Por outro lado, o aumento na concentração do biossurfactante para 3xCMC aumentou a condutividade das soluções, o que possivelmente pode indicar a presença de íons livres nas amostras testadas. Diferentes concentrações do biossurfactante isolado foram utilizadas para determinar os percentuais de remoção dos metais pesados chumbo (Pb) e cádmio (Cd). Os resultados demonstraram que o chumbo foi o metal mais removido, que demonstram que a afinidade do biopolímero pode variar entre os diferentes metais testados. Dessa forma, os resultados obtidos no presente trabalho são bastante promissores para aplicações futuras na remoção de metais pesados presentes em ambientes contaminados.

Palavras-chave: biossurfactantes, *Candida*, poluição ambiental.

1. Introdução

Os compostos de origem microbiana que exibem propriedades surfactantes, isto é, diminuem a tensão superficial e possuem alta capacidade emulsificante, são denominados biossurfactantes. Estes consistem normalmente em subprodutos metabólicos de bactérias, fungos filamentosos e leveduras (NITSCHKE, 2006).

Sabe-se que a aplicação dos biossurfactantes está diretamente relacionada às propriedades físico-químicas de cada composto e que entre as vantagens sobre os surfactantes químicos, destacam-se a biodegradabilidade, baixa toxicidade, maior taxa de redução da tensão superficial, estabilidade térmica e produção a partir de substratos renováveis (NITSCHKE, 2006; PŁOCINICZAK et al., 2011).

Apesar da diversidade de composição química e propriedades, os surfactantes biológicos podem apresentar propriedades de agentes quelantes, tendo a capacidade de remover íons metálicos através da sua solubilização. Essa capacidade de formar um complexo solúvel torna possível a remoção de material não desejado (FRIEDLY & DAVIS, 2002; FERREIRA, 2011).

Os metais designados como pesados possuem elevada densidade comparativamente a outros elementos comuns. São elementos que existem no ambiente, no entanto quando em elevadas concentrações a maioria é tóxica para o ser humano como, por exemplo, o chumbo (Pb), mercúrio (Hg), cádmio (Cd) e o cobre (Cu) (BAIRD & CANN, 2005).

O uso de micro-organismos, em processos de remediação, para minimizar os efeitos deletérios de poluentes químicos, vem tornando-se uma forma estratégica cada vez mais frequente frente às convencionais tecnologias para remediar ecossistemas contaminados, inclusive com menor custo operacional e mínimas consequências adversas ao ambiente (MULLIGAN, 2006). Dessa forma, os biossurfactantes são moléculas promissores para aplicações na remoção de metais pesados presentes em ambientes contaminados.

2. Materiais e Métodos

2.1 Micro-organismo: utilizou-se a levedura *Candida lipolytica* (UCP 0988), pertencente ao Banco de Culturas do Núcleo de Pesquisas em Ciências Ambientais (NPCIAMB), da Universidade Católica de Pernambuco. O micro-organismo foi mantido em seu estágio anamorfo à temperatura de 5ºC em meio Yeast Mold Agar (YMA), sendo feita a manutenção a cada 15 dias.

2.2 Meios de manutenção e crescimento do inóculo: a manutenção da levedura foi realizada utilizando-se o meio de cultura Yeast Mold Agar (YMA), com a seguinte composição: extrato de levedura (0,3%), D-glicose (1%), peptona (0,5%), ágar (2%) água destilada q.s.p (100 mL). Os componentes foram solubilizados e esterilizados em autoclave à temperatura de 121ºC por 20 minutos. O meio de crescimento utilizado foi o Yeast Mold Broth (YMB). Mesma composição química do YMA, excluindo-se o ágar.

2.3 Preparação do inóculo: o inóculo foi padronizado transferindo-se as culturas para um tubo contendo o meio YMA para obtenção de uma cultura jovem. Em seguida, a amostra foi transferida para frascos contendo 50 mL do meio YMB e incubados sob agitação orbital de 150 rpm à temperatura de 27 °C durante 24 horas. Após esse período foram realizadas diluições até se obter a concentração final de células desejadas (10^7 células/mL).

2.4 Meio de produção do biossurfactante: o meio de produção do biossurfactante foi formulado conforme RUFINO et al., (2008).

2.5 Isolamento do biossurfactante: o líquido metabólico, após centrifugação a 5000 rpm por 20 minutos para retirada das células, foi tratado com clorofórmio na mesma proporção em shaker rotatório a 150 rpm por 3 horas. A fase orgânica foi separada da fase aquosa em funil de decantação, sendo a fase aquosa liofilizada e o extrato bruto sendo pesado em balança analítica e o seu rendimento em produto isolado calculado em g/L (RUFINO et al., 2008).

2.6 Teste de condutividade em solução sintética contendo metais pesados: a condutividade do biossurfactante e dos surfactantes químicos como SDS, TRITON x-100, Tween 80 foi medida em um condutivímetro. As soluções do biossurfactante isolado (1/2xCMC, 1xCMC e 3xCMC) foram adicionadas a soluções de um efluente sintético preparado com nitrato de chumbo e nitrato de cádmio na concentração de 500 mg/L. Posteriormente, o precipitado metal-biossurfactante foi removido e a condutividade da solução medida. O condutivímetro foi calibrado com água deionizada antes de medir cada amostra (DAS et al., 2009).

2.7 Atividade quelante do biossurfactante sobre os metais: as soluções do biossurfactante isolado (1/2xCMC, 1xCMC e 3xCMC) foram incubadas overnight com várias concentrações de metais, isto é, 100, 500 e 1000 ppm. A seguir cada solução foi então centrifugada a 10.000xg por 30 min para separar o precipitado metal-biossurfactante e o sobrenadante foi submetido à quantificação dos metais não ligados por absorção atômica (DAS et al., 2009).

3. Resultados e Discussão

3.1 Teste de condutividade: a condutividade da solução do biossurfactante e dos surfactantes sintéticos testados aumentou de acordo com o aumento de suas concentrações. As condutividades do biossurfactante apresentaram valores superiores quando comparados aos valores observados para o surfactante sintético aniônico SDS e para os surfactantes não-iônicos Tween 20 e Tween 80. A solução com a concentração de 3xCMC do biossurfactante produzido por *Candida lipolytica* apresentou uma condutividade de 555µS, enquanto que para concentrações de 2xCMC dos surfactantes sintéticos SDS e Tween 80 estes apresentaram valores bem inferiores, entre 0,84 a 8,7µS, respectivamente. De acordo com Das et al. (2009) altos valores de condutividade na solução do biossurfactante podem indicar uma alta massa molecular desse composto.
A condutividade das soluções dos metais Cádmio (Cd) e Chumbo (Pb) aumentaram com o aumento das concentrações do biossurfactante de *C. lipolytica,* apresentando valores de 245µS para 944µS (Cd) e 215µS para 804µS (Pb). Para o surfactante sintético não-iônico Tween 20 quanto maior a concentração utilizada maior as

condutividades dos metais. Já para os surfactantes SDS e Tween 80 essa correlação não foi verificada. Resultados semelhantes foram observados por Das et al. (2009) onde o surfactante sintético Tween 80 também não alterou a condutividade dos metais, independente das concentrações utilizadas.

De acordo com a literatura alguns biossurfactantes de natureza lipopeptídica, como o utilizado no presente trabalho, apresentam função quelante (DAS et al. 2009). Foi observado por DAS et al. (2009) que os metais precipitam carregados positivamente após serem quelados pelo biossurfactante, diminuindo, dessa forma, a condutividade das soluções. O que foi observado quando utilizaram-se as concentrações de 1/2CMC e CMC do biossurfactante de *C. lipolytica* frente a concentrações de 500ppm de chumbo, observando-se condutividades de 413µS e 415µS. Já para concentração de 500ppm de cádmio as condutividades apresentaram pequenas variações, com valores de 417µS e 472 µS, respectivamente. Por outro lado, o aumento na concentração do biossurfactante para 3xCMC frente à presença dos metais Pb e Cd aumentou a condutividade das soluções, o que pode indicar a presença de íons livres nas amostras testadas.

Compostos quelantes são utilizados para complexar minerais como: cálcio, magnésio, ferro, manganês dentre outros. Mas são usados para solucionar problemas específicos em virtude do custo e da toxicidade apresentada por muitos compostos (FREITAS et al., 2009). Sendo assim, os biossurfactantes surgem como agentes promissores, por serem compostos biodegradáveis.

3.2 Atividade quelante do biossurfactante: diferentes concentrações do biossurfactante isolado foram utilizadas para determinar os percentuais de remoção dos metais pesados chumbo (Pb) e cádmio (Cd). As figuras 01 e 02 ilustram as remoções dos metais chumbo e cádmio pelo biossurfactante produzido por *Candida lipolytica* em meio de baixo custo descrito por Rufino et al. (2008).

Figura 01- Remoção de chumbo pelo biossurfactante produzido por *Candida lipolytica*

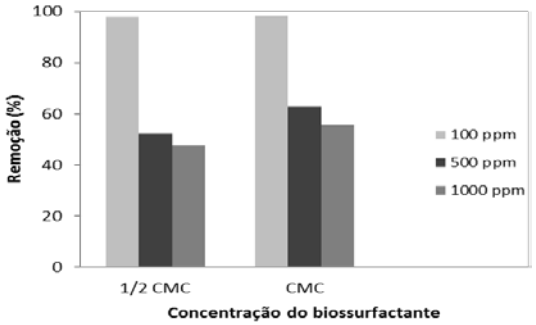
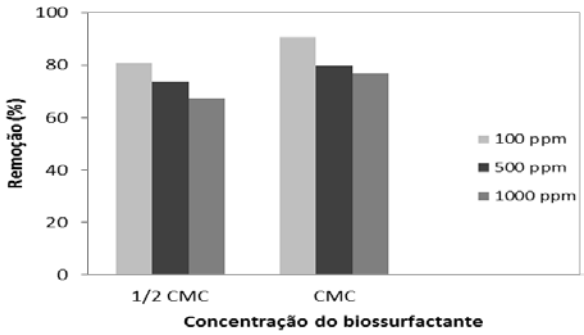


Figura 02- Remoção de cádmio pelo biossurfactante produzido por *Candida lipolytica*



Os resultados obtidos demonstraram que o chumbo foi o metal mais removido quando utilizado na concentração de 100ppm, apresentando um percentual de 98,2% e 97,8% de remoção quando concentrações de 1/2CMC e CMC do biossurfactante foram utilizadas. Já para as concentrações de 500ppm e 1000ppm do mesmo metal os percentuais de remoção apresentaram valores acima de 47% (Figura 01). A utilização de concentrações do biossurfactante na CMC ou acima dela garantem a formação das micelas, estruturas eficientes na mobilização de metais pesados.

Na figura 02, pode-se observar que os percentuais de remoção também aumentaram com o aumento da concentração do biossurfactante, apresentando valores de 67,4% a 90,7% de remoção. A partir dos resultados obtidos pode-se observar que o biossurfactante utilizado apresentou percentuais de remoção mais elevados para o metal chumbo, o que está de acordo com os resultados observados por Ochoa-Loza et al.(2007), que demonstram que a afinidade de um surfactante pode variar entre os diferentes metais testados.

A possibilidade do uso de biossurfactantes na remoção de metais pesados têm sido demonstrada em outros trabalhos realizados a nível laboratorial. Mulligan et al. (2006) demonstraram a aplicabilidade de biossurfactantes na remoção de metais pesados, e uma remoção de apenas 3% de cobre foi observada. Dessa forma, os resultados obtidos no presente trabalho são bastante promissores para aplicações futuras na remoção de metais pesados presentes em ambientes contaminados.

Conclusão

1- A partir dos resultados obtidos pode-se concluir que o biossurfactante pode ser utilizado no controle da poluição ambiental causada por metais pesados. Os resultados dos experimentos de condutividade e atividade quelante nas diferentes condições demonstram claramente a viabilidade de aplicação dessa biomolécula como aditivo biotecnológico para os processos de remediação em ecossistemas impactados.

Agradecimentos

Este trabalho recebeu suporte financeiro do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) e da Termelétrica de Pernambuco (TERMOPE). Os autores, também, agradecem ao Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP).

Referências

BAIRD, C., & CANN, M. C. (2005). *Environ. Chem.* (3rd ed.). New York, N.Y.: W.H. Freeman.

DAS, P.; MUKHERJEE, S.; SEN, R. Biosurfactant of marine origin exhibiting heavy metal remediation properties. **Bioresource Technology**, v.100, p.4887-4890. 2009.

DAS, P.; MUKHERJEE, S.; SEN, R. Antiadhesive action of a marine microbial surfactant. **Colloids and Surfaces B***:* **Biointerfaces,** v. 71, p.183–186, 2009.

FERREIRA, S.R.M. Application of a yeast biosurfactant in the removal of heavy metals and hydrophobic contaminant in a soil used as slurry barrier. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2011, p. 1-7. 2011.

FREITAS, E. V. S.; NASCIMENTO, C. W. A.; BIONDI, C. M.; SILVA, J. P. S.; SOUZA, A. P. Dessorção e Lixiviação de Chumbo em Espodossolo Tratado Com Agentes Quelantes. **Revista Brasileira de Ciência do Solo**. v. 33, p. 517-525, 2009.

FRIEDLY, J., KENT, D., & DAVIS, J. (2002). Simulation of the mobility of metal-EDTA complexes in groundwater: The influence of contaminant metals. *Environ. Sci. Technol., 36*(3), 355-363. doi: 10.1021/es010926m.

MULLIGAN C.N.; WANG, S. Remediation of a heavy metal-contaminated solo by rhamnolipid foam. **Engineering Geology**, v. 85, p. 75-81, 2006.

NITSCHKE, M., PASTORE, G. M. Production and properties of a surfactant obtained from *Bacillus subtilis* grown on cassava wastewater. **Bioresource Technology**, v, 97, p. 336-341, 2006.

OCHOA-LOZA F.J.; NOORDMAN W.H.; JANNSEN D.B.; BRUSSEAU M.L.; MAIER R.M. Effect of clays, metal oxides, and organic matter on rhaminolipid biosurfactant sorpition by soil. **Chemosphere**, v. 66, p. 1634-1642, 2007.

PŁOCINICZAK, M.P.; PŁAZA, G. A.; SEGET, Z.P; CAMEOTRA, S.S. Environmental Applications of Biosurfactants: Recent Advances. **International Journal of Molecular Sciences**, v.12, p. 633-654, 2011.

RUFINO, R.D.; SARUBBO, L.A.; BENICIO, B.N.; CAMPOS-TAKAKI G.M. Experimental design for the production of tensio-active agent by *Candida lipolytica*. **J. Industrial Microbiol. Biotechnol.**, v. 35, p. 907-914. 2008.

DANOS EM ALVENARIAS NO MUNICÍPIO DE PETROLINA DEVIDO A SALINIZAÇÃO DE ÁGUAS SUBTERRANEAS

Ariosvaldo Gomes Ribeiro[1]

Natália Cordeiro Gomes[2]

Monique Carla Souza de Lima[3]

Fernando Artur Nogueira Silva[4]

Sergio Carvalho de Paiva[5]

[1] Mestrando do Programa de Pós Graduação em Engenharia Civil da Universidade Católica de Pernambuco, Professor do IF Sertão– email arigomesr@gmail.com
[2] Aluna de Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Católica de Pernambuco, email nataliapgomes@hotmail.com.br
[3] Aluna de Graduação em Engenharia Química da Universidade Católica de Pernambuco, email monique.souza.eng@gmail.com
[4] Professor do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Católica de Pernambuco
[5] Professor do Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Católica de Pernambuco, Doutorando em Engenharia civil na UFPE, email spaiva@unicap.br.

Resumo

O trabalho discute as causas do fenômeno da degradação precoce de paredes de alvenaria em edificações no município de Petrolina causada pela ação das águas subterrâneas. Foram escolhidas para estudo cinco áreas importantes do município, a saber: Raso da Catarina, Bairro Antônio Cassimiro, Bairro Don Malan, Bairro Jardim Amazonas e Vila Eduardo. Estas localidades foram escolhidas porque apresentam um elevado número de edificações com avançado estado de degradação de suas alvenarias afetadas pela eflorescência. Foram instalados poços de monitoramento em cada uma destas localizadas e foram coletadas amostras das águas subterrâneas durante os meses agosto a outubro de 2012, a partir das quais foram realizadas análises de íons de cálcio, sulfato, cloreto, potássio, magnésio, que são comuns na formação de eflorescência. Os resultados das análises realizadas indicam elevados valores para diversas propriedades físico-químicas das águas subterrâneas coletadas que caracterizam estas águas de como de alta salinidade e com elevado potencial de causar os fenômenos de degradação observados.

Palavras-chave: salinidade, eflorescência; agressidade em paredes de alvenaria.

1. INTRODUÇÃO

O município de Petrolina se localiza no sertão do estado de Pernambuco, distante aproximadamente 750 km da Capital. Segundo dados mais recentes do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE, 2010), a cidade de Petrolina conta com um total de 80.351 domicílios particulares permanentes dos quais mais de 75% se localizam na área urbana do município. A maior parte destes domicílios conta com serviços de infraestrutura instalados e as edificações são usualmente construídas utilizando materiais de construção como o concreto e a alvenaria. A Tabela 1 a seguir apresenta dados trabalhados da Amostra de Domicílios do último censo demográfico 2010 (IBGE, 2010), relativos aos tipos materiais de construção utilizados nas edificações urbanas do município de Petrolina.

Tabela 1 – Tipo de materiais das paredes externas das edificações urbanas em Petrolina

Tipo de material das paredes	No. de domicílios
Alvenaria com revestimento	50.149
Alvenaria sem revestimento	9.914
Madeira aparelhada	36
Taipa revestida	132
Taipa não revestida	558
Madeira aproveitada	196
Palha	-
Outros materiais	303
Sem paredes	-
Total	**61.298**

Conforme se observa da Tabela 1, a quase totalidade das edificações urbanas do município de Petrolina – ~ 98% – tem paredes externas de alvenaria – tijolos cerâmicos ou blocos de concreto – executadas com ou sem revestimento. Explorações de campo realizadas pelos autores no município de Petrolina ao longo do ano de 2012 para coleta de material para desenvolvimento de investigação científica sobre a agressividade do ambiente no perímetro urbano do município indicou a existência de um elevado grau de deterioração das paredes externas de alvenaria em edificações em diversas áreas da cidade, com maior frequência em habitações populares. A Figura 1 ilustra situações típicas encontradas na investigação exploratória de campo.



Figura 1 – Degradação de paredes de alvenaria em edificações no município de Petrolina

O fenômeno agressivo observado nos tijolos das edificações em Petrolina, exemplificado na Figura 1, é referido do meio técnico como "eflorescência". A eflorescência se constitui num fenômeno que se caracteriza por depósitos salinos na superfície de materiais cerâmicos, advindo da migração e evaporação de soluções aquosas salinizadas (SANTOS e SILVA FILHO, 2008). Este fenômeno ocorre com relativa frequência e regiões semiáridas onde as condições climáticas favoráveis ao seu desenvolvimento se acham presentes – elevada salinização do solo e baixo índice pluviométrico. O artigo caracteriza o processo de deterioração precoce observado em paredes de edificações de alvenaria no município de Petrolina, discutindo a sua origem e avaliando suas consequências em diversas áreas do município, a saber: Raso da Catarina - antigo lixão da cidade e hoje um aterro sanitário controlado a partir de processo de concessão à iniciativa privada – Bairro Antônio Cassimiro, Bairro Don Malan, Bairro Jardim Amazonas e Vila Eduardo. A Figura 2 a seguir mostra as áreas contempladas no estudo com indicação das bacias de contribuição que utilizadas para coleta de amostras de água e de solo utilizadas nas análises realizadas. Estas localidades foram escolhidas para estudo porque são as que apresentam maior grau de agressividade nas paredes de alvenaria das edificações em todo o município de Petrolina.

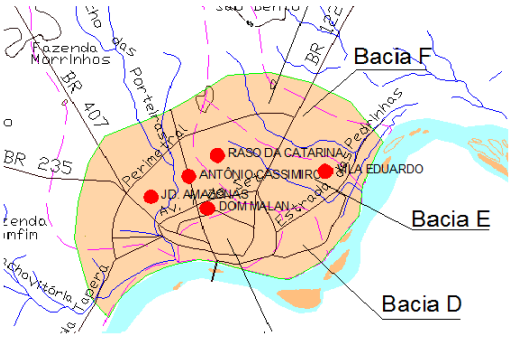


Figura 2 – Áreas do município de Petrolina alcançadas pela pesquisa

2.0 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Programa experimental

A fim de se avaliar o fenômeno da agressividade às paredes de alvenaria de edificação em Petrolina decorrente da ação de sais solúveis, foram coletadas amostras do solo, da água do subsolo e do ar nas localidades Raso da Catarina, Bairro Antônio Cassimiro, Bairro Don Malan, Bairro Jardim Amazonas e Vila Eduardo. Os ensaios foram realizados no Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Católica de Pernambuco. A seguir são apresentados detalhes da coleta da água subterrânea nos pontos estudados.

2.1.1 Coleta das águas subterrâneas em aquíferos granulares

A coleta de amostras das águas subterrâneas foi realizada através da perfuração de poços de coleta específicos, instalados e monitorados em consonância com as prescrições da norma brasileira que fixa os requisitos exigíveis para a execução de projeto e construção de poços de monitoramento de águas subterrâneas em meios granulares - NBR 15495-1 (2009). Os poços instalados forma do tipo convencional com pré-filtro (vide Figura 3) e são dotados de piezômetros. Para sua instalação utilizou-se trado manual e percussão.



Figura 3 – Instalação dos poços de coleta e monitoramento

2.1.2 Análises físico-químicas da água subterrânea coletada

O suporte normativo para realização das análises físico-químicas das amostras de água subterrânea coletadas foi o Standard Method for Examination of Water and Wastewater da American Public Health Association (APHA, 2012). As seções deste código internacional descrevem os procedimentos a serem adotados para a realização de análises microbiológicas de amostras de água para determinação de sua qualidade sanitária indicando o grau de contaminação por lixos. Na presente investigação foram

realizadas as seguintes análises: cor real, cor aparente, pH, condutividade elétrica, temperatura, nitrito, nitrato, amônio, acidez, colreto, sulfato, calcio, magnésio, dureza total, sódio, potássio, ferro total, sólidos totais, sólidos dissolvidos, sólidos em suspensões e turbidez.

3.0 RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 2 a seguir exibe os resultados das análises físico-químicas realizadas em amostras de águas subterrâneas nos bairros do Raso da Catarina, Antônio Cassimiro, Jardim Amazonas, Dom Malan e Vila Eduardo em Petrolina, coletadas ao longo dos meses de agosto a outubro de 2012. Os valores apresentados correspondem à média de cada uma das variáveis estudadas.

Tabela 2 – Valores médios dos resultados das análises físico-químicas em Petrolina

Análise	Localidade				
	Raso da Catarina	Antônio Casimiro	Jardim Amazonas	Dom Malan	Vila Eduardo
Cálcio - mg/L	310,6	240,5	691,4	370,7	46,1
CE - µS/cm	7.060,0	6.070,0	9.215,0	6.410,0	851,5
Cloreto - mg/L	1.120,8	1.460,8	4.736,0	1.586,2	115,1
DT - mg/L	1.350,0	1.450,0	3.780,0	1.975,0	265,0
Magnésio - mg/L	139,8	206,6	499,6	255,3	36,5
pH	7,8	7,3	7,6	7,6	5,9
Potássio - mg/L	540,5	36,8	10,8	25,9	10,8
Sódio - mg/L	682,8	620,2	1.757,3	567,5	39,7
Sólidos dissolvidos - mg/L	4842,0	4.316,0	1.1527,0	4726,0	497,0
Sólidos fixos - mg/L	4699,0	5.204,0	1.4171,0	7645,0	1.506,0
Sólidos suspensos - mg/L	160,0	1.644,0	3975,0	3.782,0	1202,0
Sólidos totais - mg/L	5.002,0	5.960,0	1.5502,0	8.508,0	1.699,0
Sólidos voláteis - mg/L	2.665,0	2.129,0	8.058,0	3.537,0	805,0
Sulfato - mg/L	940,9	79,3	97,8	62,4	39,6

No que diz respeito à condutividade elétrica, é possível observar, a partir dos valores da Tabela 2, que em todos os locais de estudo as águas subterrâneas coletadas apresentaram valores elevados. O bairro de Jardim Amazonas foi a localidade que exibiu o maior valor da condutividade elétrica – 9.215,0 µS/cm – ao passo em que o bairro de Vila Eduardo foi o que apresentou o menor valor – 851,5 µS/cm. Não obstante o valor observado no bairro de Vila Eduardo ter sido o menor de todos, este valor ainda se constitui numa referência elevada já que na construção civil a água utilizada necessita ser potável contendo o mínimo de impurezas. Importante observar que estas águas podem se infiltrar por capilaridade e ao evaporar, cristalizam os sais dissolvidos na água

danificando as edificações. Em relação aos valores médios do pH, pode-se perceber dos dados da Tabela 2 que, das cinco localidades investigadas, quatro exibiram as águas subterrâneas com característica compatível a um meio levemente alcalino – pH > 7,0. A única localidade que apresentou águas subterrâneas com característica ácida foi o bairro de Vila Eduardo – pH < 7,0. Uma vez que a acidez de um meio aumenta a solubilização de sais alcalinos, as águas subterrâneas coletadas no bairro de Vila Eduardo são um fator importante para a ocorrência de eflorescência nas paredes de alvenaria de blocos cerâmicos em edificações nesta localidade. Os metais alcalinos (sódio e potássio) e os metais alcalino-terrosos (cálcio e magnésio) em geral podem influenciar contidos nas águas podem influenciar no aparecimento de eflorescência em paredes de alvenaria de blocos cerâmicos. No que diz respeito a estes metais, o exame dos valores contidos na Tabela 2 permitem as seguintes considerações:

- À exceção do bairro de Vila Eduardo, as demais localidades apresentaram a presença de íons sódio, potássio, cálcio e magnésio em quantidades relativamente elevadas. No caso particular dos íons de sódio as águas subterrâneas coletadas no bairro do Jardim Amazonas exibiram um conteúdo deste íon de 1.757,3 mg/L que é 44 vezes superior ao conteúdo observado nas águas subterrâneas coletadas no bairro da Vila Eduardo – 39,70 mg/L. Este fato confirma os valores da condutividade elétrica encontradas nas águas subterrâneas destas localidades;
- Com relação ao conteúdo de cálcio e magnésio as quantidades observadas nas águas subterrâneas das localidades estudadas também se mostraram significativas, sendo os maiores valores observados sempre no bairro do Jardim Amazonas – 691,14 mg/L e 499,60 mg/L, respectivamente. Em relação aos íons de cálcio e magnésio, o bairro da Vila Eduardo foi a localidade que apresentou os menores valores das cinco áreas estudadas – 46,10 mg/L e 36,50 mg/L, respectivamente. No caso dos íons de sulfato, o bairro do Raso da Catarina foi o que exibiu maior valor – 940,90 mg/L – enquanto as demais localidades exibiram valores inferiores a 100 mg/L;
- Os principais íons causadores de cristalizações apresentaram valores muito acima dos que usualmente se encontram em águas subterrâneas principalmente o sódio, o potássio, o cálcio e magnésio em todos os pontos de coleta, menos no

bairro da Vila Eduardo onde as quantidades se situam em valores próximos aos aceitáveis.

No que respeita à quantidade de íons cloreto, o exame dos resultados da Tabela 2 permite concluir que o bairro de Jardim Amazonas foi o que apresentou a maior concentração deste íon – 4.736 mg/L. Importante registar que sais como cloreto de cálcio e cloreto de magnésio são muito solúveis e a presença deste íon em grande quantidade favorece o surgimento do fenômeno da eflorescência nas paredes de alvenaria das edificações das localidades. No que dizem respeito à dureza total, os resultados obtidos indicam que as águas subterrâneas das localidades estudadas exibiram valores considerados elevados – Tabela 2 – que as caracterizam como águas duras – Raso da Catarina, Antônio Casimiro, Jardim Amazonas e Don Malan ou águas duras – Vila Eduardo. Aqui é importante ressaltar que em função destes resultados, pode-se concluir que as águas subterrâneas coletadas na localidade de Vila Eduardo apresentam uma baixa salinidade, quando comparada com as outras localidades, aspecto que se caracteriza como um fator positivo uma vez que o pH das águas desta área se mostrou com característica ácida. Se a quantidade de sais fosse elevada poderia esta localidade apresentaria condições favoráveis para a uma forte ocorrência de florescência nas alvenarias das edificações do local, aspecto não observado nas inspeções de campo. Complementarmente, pode-se concluir, a partir dos resultados das análises realizadas, que a localidade na qual a água subterrânea apresentou a maior salinidade foi o Jardim Amazonas. Com relação à quantidade de sólidos fixos nas águas subterrâneas coletadas pode ser observado que a localidade do Jardim Amazonas foi a que exibiu maior valor – 14.171 mg/L. Esta quantidade de sólidos fixos indica a presença de compostos minerais, ratificando resultados anteriores já discutidos. Houve também uma alta quantidade de sólidos voláteis nas águas de todas as localidades estudadas, aspecto que sugere a presença de compostos orgânicos.

CONCLUSÕES

1. As inspeções de campo realizadas indicam que há uma expressiva quantidade de manifestações patológicas em paredes de alvenaria nas localidades estudadas decorrentes da ação direta das águas subterrâneas;

2. As águas subterrâneas coletadas confirmaram a presença de materiais que possibilitam a criação de um ambiente favorável à ocorrência de eflorescência em paredes de alvenaria;
3. Elevados valores de condutividade elétrica, compatíveis com a água do mar, foram observados e, uma vez que as águas subterrâneas podem se infiltrar por capilaridade e ao evaporar cristalizam os sais dissolvidos na água, podem ser uma das causas das eflorescências que foram observadas em paredes em diversas edificações nas localidades estudadas;
4. Os resultados obtidos realçam que as águas subterrâneas nas localidades estudadas propiciam condições apropriadas para o desenvolvimento do fenômeno da eflorescência observado com importante frequência no município de Petrolina. Há um forte indício, desta forma, que o problema da danificação de alvenarias em Petrolina pode estar sendo causada devido à alta salinidade da água do subsolo;
5. O ponto de coleta no Jardim Amazonas se mostrou com uma maior salinidade em relação aos outros pontos enquanto no bairro de Vila Eduardo foi observado o menor valor da salinidade.
6. Em todos os pontos de coleta o pH se manteve próximo a um meio levemente alcalino à exceção do bairro de Vila Eduardo que apresentou um comportamento de um meio ácido.

REFERÊNCIAS

APHA, American Public Health Association, "Standard Methods for Examination of Water and Wastewater. 22st Ed. Publication Office, American Public Health Association, New York (2012).

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS (ABNT) – NBR 15495-1. Poços de monitoramento de águas subterrâneas em aquíferos granulados - Parte 1: Projeto e construção Rio de Janeiro/RJ. 2009.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo demográfico: Domicílios: Amostra – Rio de Janeiro, 2010.

SANTOS, P. H. C.; SILVA FILHO, A. F. Eflorescência: causas e consequências. Salvador: [s.n.], 2008.

FATORES QUE INFLUENCIAM NOS CASOS DE LEPTOSPIROSE EM RECIFE/PE

Rafael Silva dos Anjos [1], Franciele Eunice de Araújo, Gilson Brandão da Rocha Filho, Twane Maria Cordeiro Xavier
[1]Graduando em Geografia/Bacharelado – UFPE. Bolsista do Programa Ciências sem Fronteiras do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico – CNPQ
rafaeldosanjos1992@hotmail.com

Resumo

O presente artigo teve como principal objetivo a análise da relação dos fatores naturais destacando a precipitação no número de casos de leptospirose, entre o período de 2001 a 2006, na cidade do Recife. Buscou-se também identificar os fatores socioeconômicos que podem influenciar na manifestação da doença, relacionando os bairros com maiores índices com as Zonas Especiais de Interesse Social (ZEIS). Foram utilizados dados de precipitação do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e para os dados de leptospirose foram coletados os dados da Gerência de Epidemiologia da Prefeitura da Cidade do Recife entre o período de janeiro de 2001 à dezembro de 2006. Nessa pesquisa observou-se que a precipitação está relacionada com o número de casos notificados da doença. No entanto, ao fazer a análise espacial da incidência de leptospirose foi observado que os fatores socioeconômicos podem influenciar no número de pessoas infectadas.

Palavras-chave: Doenças, Chuva, Saúde Pública.

INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, vêm se observando uma crescente preocupação acerca da variabilidade climática, seus ciclos e as várias consequências que o clima pode acarretar na sociedade. Além disso, outro ponto bastante discutido na mídia são os impactos provocados pelo homem no meio ambiente, o qual tem exercido uma considerável influência nessa variabilidade, como sugere Marengo (2006) que a atividade humana é um fator determinante no aquecimento terrestre. Em decorrência, são levantadas questões que tentam explicar a relação do clima com as mais diversas esferas globais onde a sociedade está incluída como na cultura, na economia, na saúde, dentre outros, possibilitando uma melhor compreensão de como algum tipo de alteração climática pode influenciar no cotidiano do homem.

Ayoade (2010) afirma que o clima talvez seja o principal integrante do ambiente natural, afetando nos processos geomorfológicos, na formação, no crescimento e desenvolvimento dos solos, sendo os organismos, nos quais o homem está incluindo, influenciados diretamente pelo clima. Segundo o autor, o clima é muitas vezes considerado pela sociedade como maléfico, que resultando de uma interpretação do senso comum frequentemente não o observam como recurso, e o relacionam apenas a eventos extremos como a seca, enchentes, ciclones; esquecendo que a chuva, a nebulosidade e a luminosidade em proporções certas e no tempo esperado, são bens gratuitos que não podem ser desperdiçados.

É no âmbito das pesquisas que descrevem a interferência do clima na sociedade, que um dos ramos da climatologia aplicada responsável pelos estudos da influência do clima na saúde humana, está sendo bastante difundido. A partir dos resultados dessas pesquisas é possível termos uma visão mais ampliada de tal relação, acrescidos de observações e estudos relacionados aos elementos e fatores climáticos, além dos períodos de eventos climáticos como El Niño, La Ninã e Oscilação Decadal do Pacífico (ODP), tentando associá-los com o surgimento de algumas doenças que dependem de certas condições climáticas para a sua disseminação.

Partindo dessa perspectiva, o Nordeste Brasileiro (NEB) é influenciado por vários determinantes dinâmicos os quais são responsáveis pela variação do clima ao longo dos meses e dos anos; como por exemplo, as massas de ar atuantes nessa região que caracterizam o local de atuação de acordo com suas propriedades físicas presentes, sendo tais características térmicas e higrométricas, as responsáveis pela variabilidade no estado atmosférico de acordo com a época do ano. Vale salientar que outro sistema dinâmico da atmosfera conhecido como Zona de Convergência Intertropical (ZCIT) é o responsável pela alta umidade em regiões de baixas latitudes por causa da convergência dos ventos alísios, tornando, principalmente, a região localizada mais ao Norte do Brasil e a porção Setentrional do NEB, uma região com altos índices de precipitação estando sempre úmido ao longo dos meses.

Porém, alguns eventos podem determinar o clima nordestino como podemos citar o El Niño que teve seus impactos relevantes nos anos de 1997 a 1998, não só trazendo grandes prejuízos a essa região brasileira, mas em diversos lugares do mundo causando secas, perda de produtividade agrícola e várias mudanças no meio biótico. Alguns resultados puderam ser

observados por meio das várias epidemias registradas a partir dessa época, dentre elas a malária no Paquistão, Sri Lanka Vietnã e em alguns países da África e América Latina.

Algumas doenças têm como seu principal meio de propagação a água, sendo estas de forma pluviais e fluviais que estão em contato direto ou indireto com a população. Vale salientar que a precipitação de uma determinada área associada a infraestrutura e urbanização, o que muitas vezes está agregado a aspectos socioeconômicos de um lugar, são fatores que determinam o aumento ou a diminuição da ocorrência de certos tipos de doenças como a leptospirose, podendo também, a densidade demográfica acentuada contribuir para a transmissão mais significativa da doença em determinado lugar. É válido acrescentar que algumas doenças possuem áreas de ocorrências limitadas a certas regiões do Nordeste, devido a características climáticas favoráveis a propagação dos vetores.

A leptospirose, uma das principais moléstias de veiculação hídrica, é uma doença febril de início abrupto que pode variar desde um processo sucinto até formas graves, com alta letalidade. Seu agente etiológico é a bactéria helicoidal (espiroqueta) aeróbica obrigatória do gênero Leptospira, do qual se conhece atualmente 14 espécies patogênicas, sendo a mais importante a *L. interrogans*.

O principal agente disseminador são os roedores sinantrópicos das espécies *Rattus norvegicus* (ratazana ou rato-de-esgoto), *Rattus rattus* (rato de telhado ou rato preto) e *Mus musculus* (camudongo ou catita). O *R. norvegicus* é o principal portador do sorovar Icterohaemorraghiae, um dos mais patogênicos para o homem. Outros transmissores importantes são: caninos, suínos, bovinos, equinos, ovinos e caprinos. Os seres humanos são apenas hospedeiros acidentais e terminais dentro da cadeia de transmissão. Sua infecção resulta da exposição direta ou indireta à urina de animais infectados, ocorrendo penetração do microorganismo através da pele com presença de lesões, da pele íntegra por longos períodos em água contaminada ou através de mucosas. O elo hídrico é bastante importante na transmissão ocorre pelo contato direto com sangue, tecidos e órgãos de animais infectados, transmissão acidental em laboratórios e ingestão de água ou alimentos contaminados.

A leptospirose apresenta distribuição universal. No Brasil, é uma doença endêmica, tornando-se epidêmica em períodos chuvosos, principalmente nas capitais e áreas metropolitanas, devido às enchentes associadas à aglomeração populacional de baixa renda, às condições inadequadas de saneamento e à alta infestação de roedores infectados.

Diante do exposto acima a proposta da pesquisa foi identificar a relação dos fatores naturais e socioeconômicos na incidência de leptospirose no município de Recife.

MATERIAIS E MÉTODOS

O Recife, localizado no litoral do estado de Pernambuco, inserido nas coordenadas geográficas 08°03'15'' S e 34°52'52'' O. Possui um clima, segundo Koppen: As' (Clima Tropical, quente e úmido, com chuvas de outono-inverno), sendo influenciado diretamente pela Massa Topical Atlântica (mTa), as Ondas de Leste, a Zona de Convergência Intertropical (ZCIT), o Vórtice Ciclônico do Ar Superior (VCAS) e, por vezes, resquícios de Frentes Frias.

Para a análise, os dados de leptospirose dos bairros de Recife foram disponibilizados pela Gerência de Epidemiologia da Prefeitura da Cidade do Recife no período de 2001 a 2006. Os dados pluviométricos dos mesmos anos e meses pesquisados foram obtidos através do banco de dados do Instituto Nacional de Meteorologia (INMET), da estação: 82900 - Recife (Curado) – PE.

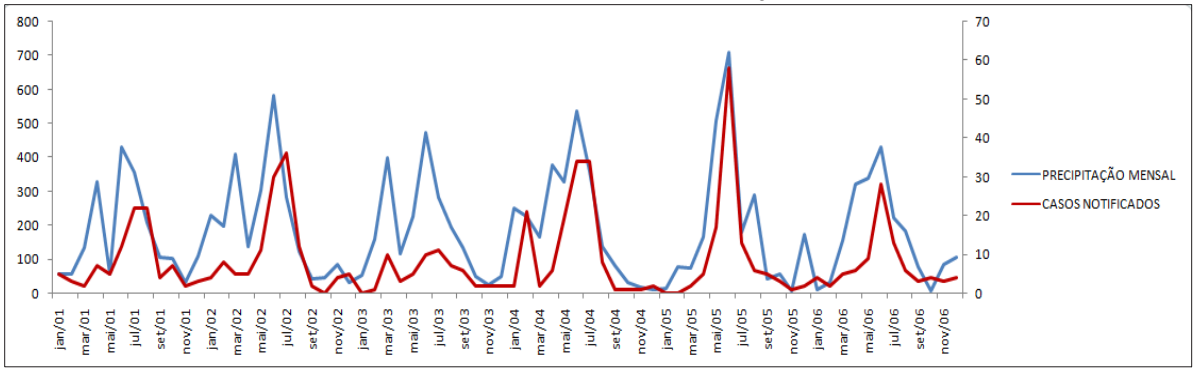
Para o processamento dos dados foi necessário a utilização do software TerraView para o cruzamento dos dados para análise da relação do corpo hídrico assim como dos indicadores sociais com a manifestação da doença.

RESULTADOS E DISCUSSOES

Fatores Naturais

Ao analisar o gráfico foi observada a relação de precipitação mensal no período de 2001 a 2006 entre os casos notificados de leptospirose.

Figura 1 - Número de casos mensais de leptospirose e precipitação mensal de 2001 à 2006 em Recife – PE. **Fonte:** Rafael Anjos

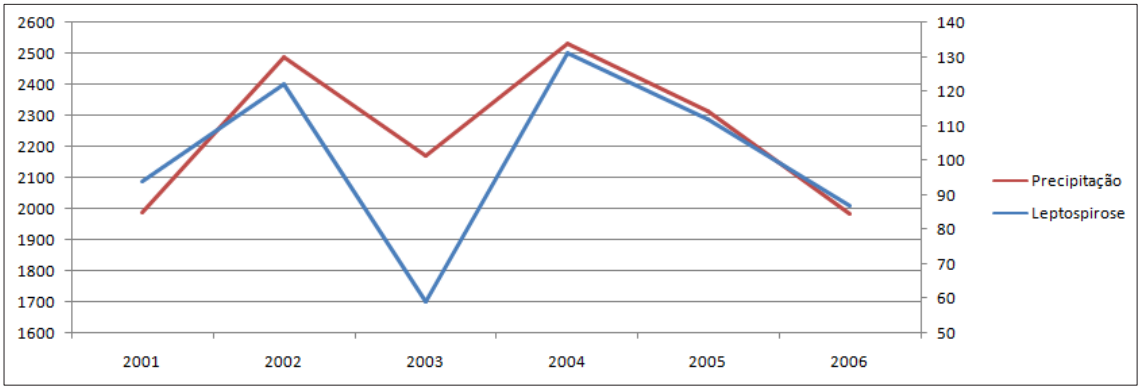


É importante observar a questão da sazonalidade da doença, que coincide com o período chuvoso da cidade, entre os meses de maio, junho e julho, sendo este fenômeno constatado em todo o período analisado.

É notório observar que o mês de junho de 2005 obteve o maior índice de precipitação, coincidiu com o maior índice de leptospirose durante o período analisado (2001-2006), sendo contabilizados 58 casos.

Outra analise que corrobora a relação intrínseca entre leptospirose e precipitação se dá quando analisamos a precipitação anual e a quantidade total de casos da doença. Dentre o período analisado, o ano de 2004, que teve o maior índice de precipitação com 2532,7 mm, foi também o que teve maior quantidade de casos contabilizados, com 131 casos diagnosticados. Porém, o ano com menor quantidade de casos diagnosticados dentro do período analisado - 2003 com 59 casos - não foi o de menor índice pluviométrico, sendo este o ano de 2006 com 1982,3 mm. Isso infere que existem outros fatores que influenciam na manifestação da doença.

Figura 2 – Número de casos anuais de leptospirose e precipitação anual em Recife – PE.
Fonte: Rafael Anjos

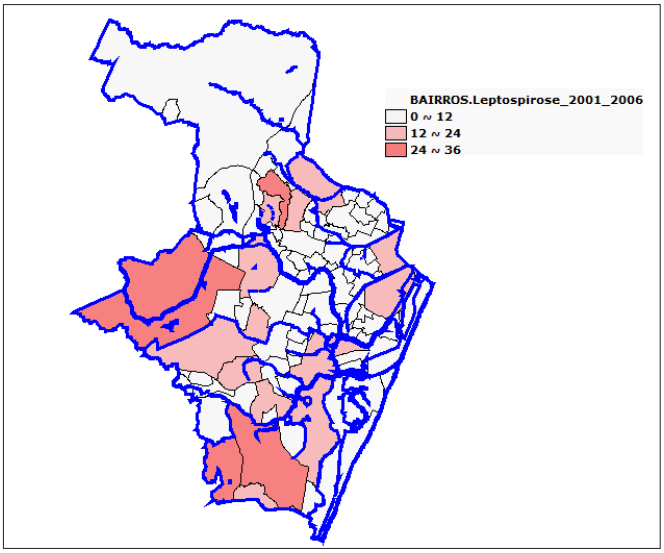


Fatores Socioeconômicos

Ao analisar os maiores índices de leptospirose nos bairros de Recife foi observado que a presença de água por meio de rios e outros corpos d'água não é um fator determinante para a proliferação da doença. Apesar dos bairros como o da Guabiraba, Passarinho, Dois Irmãos, Parnamirim e Graças possuírem algum corpo hídrico não apresentaram os maiores índices de casos notificados de leptospirose (Figura 3).

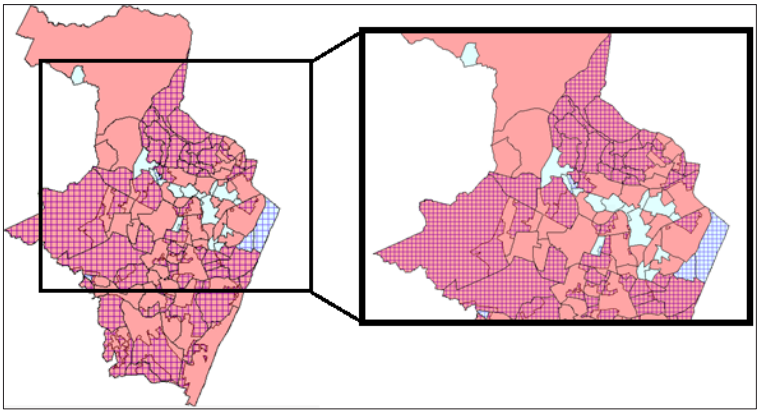
Figura 3 - Casos notificados de leptospirose, entre 2001 e 2006, nos bairros de Recife e os corpos hídricos presentes.

Fonte: Rafael Anjos



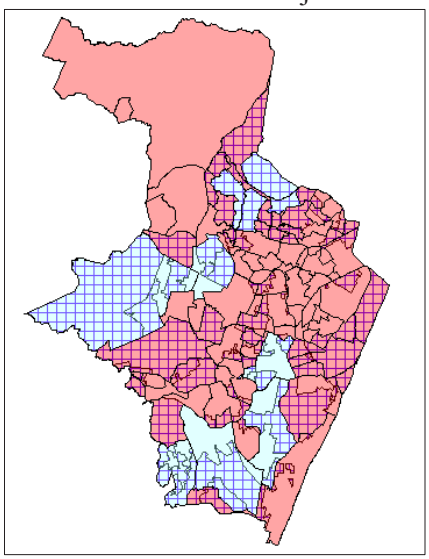
Ao destacar os bairros que não possuíram nenhum caso notificado de leptospirose (Paissandu, Recife, Rosarinho, Casa Forte, Encruzilhada, Apipucos, Pau-Ferro, Parnamirim, Santo-Antônio, Soledade, Monteiro, Graças, Torreão, Ilha do Leite, Totó, Jaqueira, Zumbi) durante o período analisado sobre a cidade do Recife e, as Zonas Especiais de Interesse Social (ZEIS) observou-se que eles, em sua maioria, não estavam inseridos nas áreas consideradas como ZEIS - exceto Monteiro, Zumbi, Santo Antônio, Recife, Totó. Tal análise é possível inferir que as condições socioeconômicas de um bairro podem influenciar nos números notificados da doença.

Figura 4 - Bairros sem nenhum caso notificado de leptospirose entre 2001 e 2006 (em destaque) e as Zonas Especiais de Interesse Social da cidade do Recife (zona quadriculada). **Fonte:** Rafael Anjos



Seguindo a mesma análise, os bairros que apresentaram os 10 maiores índices de leptospirose (Cohab, Nova Descoberta, Ibura, Várzea, Dois Unidos, Iputinga, Vasco da Gama, Imbiribeira, Linha do Tiro, Afogados) estavam todos inseridos nas Zonas Especial de Interesse Social (ZEIS) (Figura 5).

Figura 5 – Os 10 bairros com maiores índices de casos notificados de leptospirose (em destaque) e as Zonas Especiais de Interesse Social da cidade do Recife (zona quadriculada).
Fonte: Rafael Anjos



CONCLUSÃO

Baseando-se nas análises dos casos de leptospirose nos bairros de Recife, a primeira conclusão possível de inferir é que há relação entre a precipitação mensal e os casos de leptospirose no município de Recife. A variação de leptospirose anual correspondeu em sua maior parte a variação anual de precipitação durante o período analisado. Os menores índices de leptospirose possuíam corpos hídricos assim como os que tinham os maiores números de

casos de leptospirose, inferindo que a presença de água nos bairros não é um fator determinante na manifestação da doença.

A segunda conclusão observada no estudo esta atrelada aos 17 bairros que não registraram nenhum caso de leptospirose eram os que não possuíam Zona Especial de Interesse Social (ZEIS) – exceto Monteiro, Zumbi, Santo Antônio, Recife, Totó. Os 10 maiores índices de leptospirose estavam os bairros que estavam inseridos nas (ZEIS), concluindo que os fatores socioeconômicos podem interferir na proliferação de leptospirose.

Tais resultados mostraram que a proliferação da doença está diretamente relacionada com a precipitação, no entanto, os fatores socioeconômicos podem facilitar a sua manifestação, sendo importante não descartar tais fatores que servem em muitos casos como agente facilitador da incidência de casos notificados.

REFERÊNCIAS

AYOADE, J. O. **Introdução à climatologia para os trópicos.** 14ª ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2010.

BARCELLOS, C. et al. **Mudanças climáticas e ambientais e as doenças infecciosas: cenários e incertezas para o Brasil.** Organização Pan-Americana da Saúde/OMS, Secretaria de Vigilância em Saúde/MS e Fundação Oswaldo Cruz/MS. Série Saúde Ambiental 1, Brasília, 2008.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Doenças infecciosas e parasitárias: guia de bolso.** 8ª ed. Brasília: Ministério da Saúde, 2010.

CONFALONIERI, U. E. C. **Variabilidade climática, vulnerabilidade social e saúde no Brasil.** Terra Livre, Ano 19, vol. I, n. 20, p. 193-204. São Paulo, 2003.

GUEDES, M. J. F. et al. **Análise das chuvas intensas ocorridas nos meses de janeiro e fevereiro de 2004 no estado de Pernambuco.** Disponível em: <www.cbmet.com/edicoes.php?cgid=22>. Acessado em: 14 de Junho de 2011.

MAGALHÃES, B. G. et al. **A ocorrência de chuvas e a incidência de leptospirose em Fortaleza – CE.** HYGEIA, Revista Brasileira de Geografia Médica e da Saúde, v.5, n. 9, p.77-87, Minas Gerais, 2009.

MENDONÇA, F. A. **Aquecimento global e saúde: uma perspectiva geográfica – notas introdutórias.** Terra Livre, Ano 19, vol. I, n. 20, p.205-221. São Paulo, 2003.

MENDONÇA, F. A. **Aspectos da interação clima-ambiente-saúde humana: Da relação sociedade-natureza à (in)sustentabilidade ambiental.** R. RA'EGA, n.4, p. 85-99. Editora da UFPR, Curitiba – PR, 2000.

VERÍSSIMO, M. E. Z.; MENDONÇA, F. A. **Algumas considerações sobre o clima urbano de Curitiba e suas repercussões na saúde da população.** Disponível em: <www.bvsde.paho.org/bvsacd/cd25/zanella.pdf>. Acessado em: 9 de Junho de 2011.

USO DE ÁGUAS SALINAS E ADUBAÇÃO NITROGENADA NA PRODUÇÃO DA MAMONEIRA

Reginaldo Gomes Nobre[1]*, Lauriane Almeida dos Anjos Soares[2],

Hans Raj Gheyi[3], Geovani Soares de Lima[2]

Resumo- Considerando a demanda cada vez mais crescente por água de boa qualidade e diante da reduzida disponibilidade hídrica, uma das alternativas para equacionar tais problemas em relação a agricultura irrigada é o uso de águas salinas; desse modo, objetivou-se com este trabalho avaliar a produção da mamoneira cv. BRS Energia sob distintos níveis salinos da água de irrigação e doses de adubação nitrogenada em experimento conduzido em lisímetros sob condições de campo no CCTA/UFCG. Utilizou-se o delineamento em blocos inteiramente casualizados em esquema fatorial 5 x 4, com três repetições, testando-se cinco níveis de condutividade elétrica da água - CEa (0,3; 1,2; 2,1; 3,0 e 3,9 dS m^{-1}) e quatro doses de nitrogênio (70; 100; 130 e 160% da dose recomendada para ensaio). A CEa a partir de 0,3 dS m^{-1} interferiu negativamente sobre o número de frutos, de sementes e na massa de sementes total. A massa de sementes total é a variável mais sensível ao estresse salino. A cv. BRS Energia aumentou linearmente a massa de sementes total com a aplicação das doses crescentes de nitrogênio; A salinidade da água de irrigação e as doses de adubação nitrogenada atuaram como fatores independentes para as variáveis estudadas.

Palavras-chave: *Ricinus communis* L., Condutividade elétrica, Nutrição mineral

INTRODUÇÃO

A mamoneira, oleaginosa da família *Euphorbiaceae*, tem relevante importância econômica e social, sendo seu óleo usado como matéria prima de aplicações únicas na indústria química devido às características peculiares de sua molécula condicionarem

*Autor correspondente
[1]Engenheiro Agrônomo, Prof. do CCTA/UAGRA/UFCG, Pombal - PB, rgomesnobre@pq.cnpq.br;
[2]Engenheiro Agrônomo, Pós-graduando em Engenharia Agrícola CTRN/UFCG, Campina Grande- PB, laurispo@hotmail.com; geovanisoareslima@gmail.com;
[3] Prof. Visitante Nacional Sênior, UFRB, Cruz das Almas - BA. hans@pq.cnpq.br.

ser o único óleo vegetal naturalmente hidroxilado e, por ter a predominância de ácido graxo e ricinoléico (SANTOS et al., 2010).

A região semiárida do Brasil é caracterizada por apresentar insuficiência hídrica, chuvas mal distribuídas e uma das alternativas para o aumento da produtividade nessa região é o uso da irrigação (SILVA e PRUSKI, 1997), todavia, a maior parte das águas utilizadas na irrigação nesta região contém teores relativamente elevados de sais, sendo frequentemente encontrados valores da ordem de 0,2 a 5,0 dS m^{-1} (AUDRY e SUASSUNA, 1995).

Os efeitos adversos dos sais dissolvidos nas águas ou nos solos, na maioria dos casos, refletem-se na inibição e desuniformidade do crescimento, declínio na capacidade produtiva e na qualidade dos produtos obtidos das plantas cultivadas (ARRUDA et al., 2002). Além disso, o estresse salino leva ao desbalanço nutricional uma vez que o excesso de sódio na solução do solo provoca distúrbio na absorção de nutrientes, afetando as concentrações de nutrientes, como o Ca^{2+}, Mg^{2+} e K^{+} na planta (VIANA et al., 2001). Dessa forma, o mais importante mecanismo para regular o estresse osmótico, talvez seja a absorção seletiva de íons, pois plantas tolerantes possuem a capacidade de retirar nutrientes essenciais da solução salina, onde a concentração de íons não essenciais (tóxicos) é maior (FAGERIA, 1989).

Neste contexto, a nutrição mineral destaca-se como um importante fator ambiental, sendo o nitrogênio exigido em maior quantidade pelas culturas (FLORES et al., 2001) possivelmente devido às suas funções nas plantas, uma vez que faz parte de diversos compostos orgânicos vitais para o vegetal, como aminoácidos, proteínas, entre outros. Além disso, estudos têm demonstrado que o acúmulo desse soluto orgânico eleva a capacidade de ajustamento osmótico das plantas à salinidade (SILVA et al., 2008).

Objetivou-se com esta pesquisa avaliar a produção da mamoneira quando submetida à irrigação com águas de diferentes níveis salinos e adubada com distintas doses de nitrogênio.

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi conduzido entre setembro de 2011 e janeiro de 2012, em lisímetros sob condições de campo no Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande, Pombal-PB.

O delineamento experimental utilizado foi em blocos inteiramente casualizado em esquema fatorial 5 x 4, com três repetições, cujos tratamentos consistiram de diferentes níveis de condutividades elétricas da água de irrigação - CEa (0,3; 1,2; 2,1; 3,0 e 3,9 dS m^{-1}) associado a doses de adubação nitrogenada [(70; 100; 130 e 160% da indicação (100 mg kg^{-1}) para ensaios conforme NOVAIS et al. (1991)]. As águas de diferentes salinidades foram obtidas mediante a adição do cloreto de sódio (NaCl) a água de abastecimento local, cuja quantidade (Q) foi determinada pela equação Q (mg L^{-1}) = CEa x 640, conforme Rhoades et al. (2000), onde CEa (dS m^{-1}) representa o valor desejado da condutividade elétrica da água.

No ensaio, testou-se a cultivar de mamoneira 'BRS Energia', onde segundo Silva et al. (2009) este material genético possui ciclo de 120 a 150 dias, frutos semi-indeiscentes, teor de óleo nas sementes em média de 48% e produtividade média de 1.800 kg ha^{-1}.

Utilizaram-se nesta pesquisa, lisímetros de drenagem com 100 L de capacidade, preenchidos com 2,0 kg de brita (nº zero) a qual cobria a base do lisímetro, mais 107,8 kg de material de solo (tipo areia franca) não salino e não sódico, devidamente destorroado e proveniente do Município de Pombal, PB. Os vasos possuíam furos na base para permitir o acompanhamento do volume drenado e consumo de água pela cultura.

Com base nos resultados da analise do solo a adubação básica constou 162,5 g de superfosfato simples, 12 g de K_2SO_4 e 2,2 kg (equivalente a 2%) de vermicomposto (6,3 g de N kg^{-1}, 1,28 g de P kg^{-1} e 0,53 g de K kg^{-1}) por vaso. O material de solo após ser acondicionado nos vasos foi colocado em capacidade de campo, usando as distintas águas conforme tratamentos. O fator adubação nitrogenada foi parcelado, sendo 1/3 aplicado em fundação e os 2/3 divididos em 4 aplicações via fertirrigação em intervalos de 10 dias a partir de 25 dias após a semeadura (DAS), sendo aplicados por vaso no tratamento N2 (100% de N) 33,34 g de fosfato monoamônio mais 8,88 g de uréia.

A semeadura foi realizada em 28 de setembro de 2011, com dez sementes por lisímetros, de forma equidistante, a 2 cm de profundidade. Aos 22 DAS realizou-se o primeiro desbaste, deixando-se apenas três plantas por vaso, as de melhor vigor e aos 30 e 40 DAS foram realizados novos desbastes, onde eliminou-se em cada um, uma planta por vaso.

Avaliaram-se por ocasião da colheita (iniciada aos 72 DAS) o número de fruto (NFruT), o número de sementes (NSemT) e a massa de sementes (MSemT) total da mamoneira. A colheita dos racemos foi realizada, quando 90% dos frutos atingiram a maturação fisiológica, tendo sido completada a secagem por exposição ao sol por três dias. Após a secagem, determinou-se o número de frutos colhidos e, a partir do somatório de todos os frutos produzidos durante o ciclo da cultura (120 dias), mensurou-se o NFruT, NSemT e a MSemT.

Os dados obtidos foram avaliados mediante análise de variância pelo teste 'F' ao nível de 0,05 e 0,01 de probabilidade e nos casos de significância, realizou-se análise de regressão polinomial linear e quadrática utilizando do software estatístico SISVAR-ESAL (FERREIRA, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O aumento da condutividade elétrica da água de irrigação afetou expressivamente o número de frutos total da mamoneira e de acordo com a equação de regressão (Figura 1A) percebe-se um declínio de 13,38% por aumento unitário da CEa, equivalente a uma redução de 48,18% no NFruT das plantas irrigadas com água de 3,9 dS m^{-1} quando comparado com as que estavam sob o menor nível salino (0,3 dS m^{-1}). Os decréscimos na produção da mamoneira em consequência do aumento da CEa pode ser atribuída à menor absorção de água pelas plantas, devido principalmente a redução do potencial osmótico da solução do solo provocada pelo excesso de íons, dificultar a entrada de água nas células da planta, diminuindo dessa forma, a assimilação de CO_2, a condutância estomática, a transpiração e a fotossíntese das plantas (GULZAR et al., 2003). Estudando o crescimento e os componentes de produção da mamoneira sob estresse salino e adubação nitrogenada, Nobre et al. (2012) observaram redução no número de frutos do racemo primário de 17,98% com o incremento da CEa (0,4 à 4,4 dS m^{-1}).

Em relação ao número de sementes total, verifica-se conforme equação de regressão (Figura 1B) que o fator níveis de salinidade da água de irrigação afetou linearmente e de forma negativa, promovendo diminuição no NSemT de 11,26% por aumento unitário da CEa. Observa-se ainda de acordo com a equação de regressão (Figura 1B) que as plantas de mamoneira quando foram irrigadas com água de maior CEa (3,9 dS m^{-1}) apresentaram uma redução de 195,22 sementes (40,55%) em relação as que receberam níveis de CEa de 0,3 dS m^{-1}. Conforme Munns et al. (2006) plantas cultivadas sob estresse salino podem ter acúmulo de sais nas vias transpiratórias, o que provoca danos nos tecidos foliares, levando à inibição mais acentuada da fotossíntese e, por consequência, afeta as variáveis de crescimento e produção. Corroborando com os resultados obtidos no presente estudo, Lima et. al. (2012) analisando os efeitos da irrigação com água de diferentes salinidades (CEa: 0,4 à 4,4 dS m^{-1}) e doses de adubação nitrogenada no cultivo da mamoneira cv. BRS Energia, constataram reduções no número de sementes do racemo secundário de 12,60% por aumento unitário da CEa.

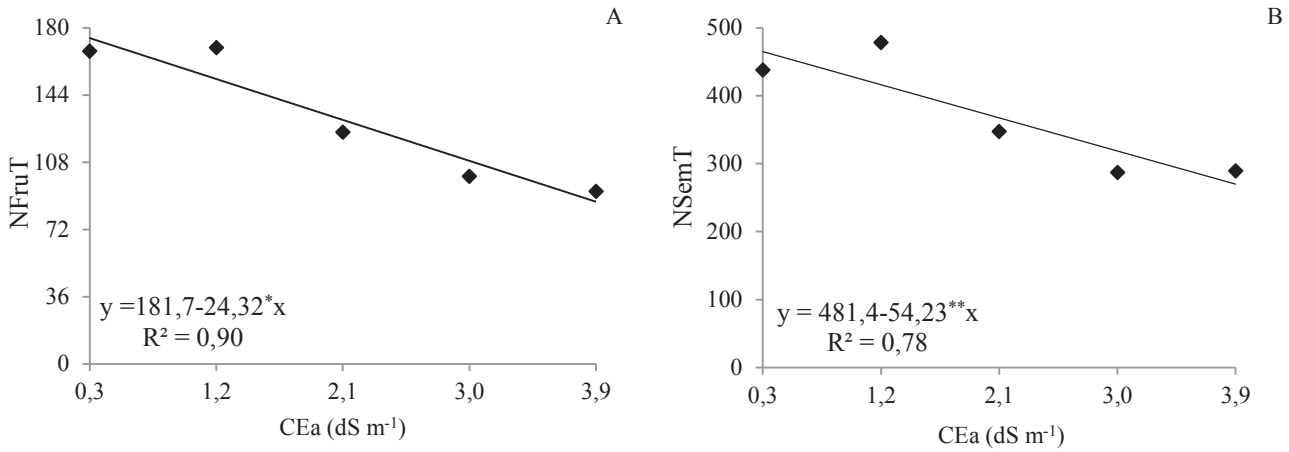


Figura 1 – Número de frutos - NFruT (A) e de sementes totais- NSemT (B) da mamoneira em função da condutividade elétrica da água de irrigação - CEa

A salinidade da água de irrigação interferiu negativamente assim como já constatado para NFruT e o NSemT, na massa de sementes total da mamoneira e segundo a equação de regressão (Figura 2A) o efeito foi linear, havendo decréscimo por aumento unitário da CEa de 16,32%, ou seja, redução na MSemT de 77,98 g (58,77%) das plantas irrigadas com CEa de 3,9 dS m^{-1} em relação as sob CEa de 0,3 dS m^{-1}. Comparando-se os efeitos deletérios da salinidade da água de irrigação sobre as variáveis de produção estudada, em termos relativos, a MSemT foi a mais afetada.

Conforme Leonardo et al. (2007) em condições salinas ocorre redução na disponibilidade de água às plantas devido à diminuição do potencial total da água no solo, e assim, a salinidade impõe um maior gasto de energia nas plantas para a absorção da água e por consequente, ocorre diminuição na produção das culturas. Em estudos com a mamoneira cv. BRS Energia, Nobre et al. (2013) conduzindo experimento em vasos sob condições de campo verificaram efeito linear e decrescente da CEa sobre o massa de sementes do racemo primário, constatando redução de 19,27% por aumento unitário da CEa.

Quanto aos efeitos do fator doses de adubação nitrogenada constata-se efeito apenas sobre a massa de sementes total, onde se observa conforme estudo de regressão (Figura 2B) acréscimo linear na MSemT de 5,20% por aumento de 30% da dose de N estudada, o que correspondendo a incremento na MSemT de 15,61% (11,79 g) nas plantas submetidas a 160% de N em relação as que receberam 70% de N. Segundo Fageria e Baligar (2006) o nitrogênio é o nutriente mais limitante para muitas culturas no mundo, e o seu uso eficiente é de extrema importância econômica para os sistemas de produção. Além do mais, a dinâmica natural do nitrogênio e a perda deste no sistema solo-planta criam um desafio para seu correto manejo.

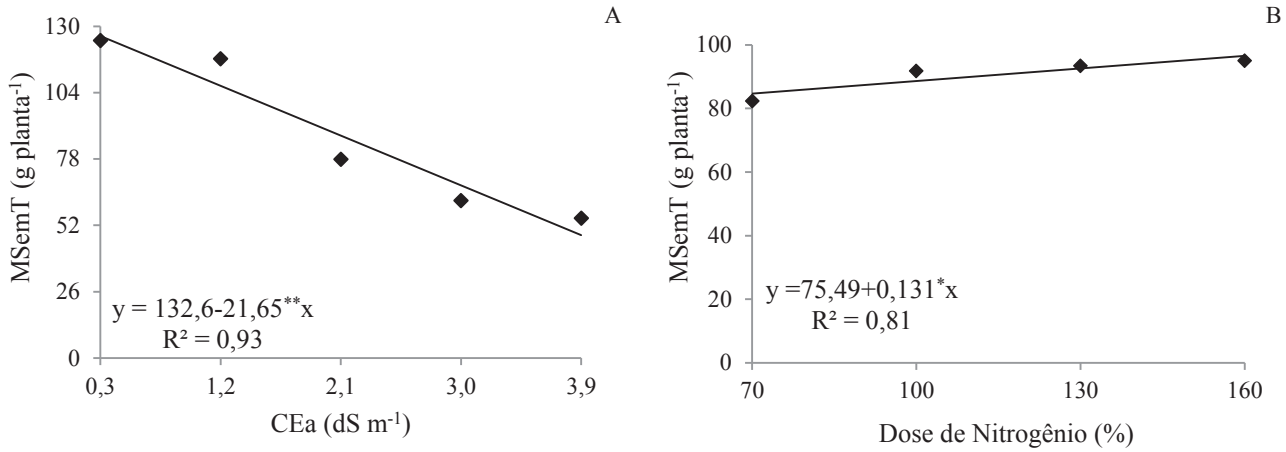


Figura 2 – Massa de sementes total da mamoneira - MSemT em função da condutividade elétrica da água de irrigação - CEa (A) e das doses de nitrogênio (B)

CONCLUSÕES

Níveis de salinidade da água de irrigação acima de 0,3 dS m^{-1} compromete a produção da mamoneira, promovendo redução no número de frutos, de sementes e na massa de sementes total; Dentre as variáveis avaliadas, a massa de sementes total é a

mais sensível ao estresse provocado pela salinidade da água; A mamoneira cv. BRS Energia aumenta linearmente a massa de sementes total com o incremento das doses de nitrogênio aplicada; A salinidade da água de irrigação e as doses de adubação nitrogenada atuaram como fatores independentes para as variáveis estudadas.

REFERÊNCIAS

ARRUDA, F. P. de; ANDRADE, A. P. de; SILVA, I. F. da; PEREIRA, I. E.; GUIMARÃES, M. A. M. Efeito do estresse hídrico na emissão/abscisão de estruturas reprodutivas do algodoeiro herbáceo cv. CNPA 7H. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental,** v.6, p. 21-27, 2002.

AUDRY, P.; SUASSUNA, J. **A salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão do Nordeste: caracterização, variação sazonal, limitação do uso.** Recife: CNPq, 1995. 128p.

FAGERIA, N. K. **Solos tropicais e aspectos fisiológicos das culturas**. Brasília: EMBRAPA, 1989. 425 p.

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C. Enchancing nitrogen use efficiency in crop plants. **Advances in Agronomy**, n.88, p. 97-185, 2006.

FERREIRA, D. F. **SISVAR 4,6 - programa de análise estatística**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2003. 1 CD-ROM.

FLORES, P.; CARVAJAL, M.; CERDA, A.; MARTINEZ, V. Salinity and ammonium/nitrate interactions on tomato plant development, nutrition, and metabolites. **Journal of Plant Nutrition**, v.24, p.1561-1573, 2001.

GULZAR, S.; KHAN, M.A.; UNGAR, I.A. Salt tolerance of a coastal salt marsh grass. **Soil Science Plant Analysis**, v.34, p. 2595-2605, 2003.

LEONARDO, M. BROETTO, F. BÔAS, R. L. V. ALMEIDA, R. S. MARHCESE, J. A. Produção de frutos de pimentão em diferentes condições salinas. **Revista Irriga**, v. 12, 2007.

LIMA, G. S.; NOBRE, R. G.; GHEYI, H. R.; SOARES, L. A. A.; LOURENÇO, G. S. Resposta da mamoneira cv. BRS Energia a diferentes níveis de salinidade da água e doses de nitrogênio. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável,** v.7, p.79-87, 2012.

MUNNS, R.; JAMES, R. A.; LÄUCHLI, A. Approaches to increasing the salt tolerance of wheat and other cereals. **Journal of Experimental Botany**, v.57, p.1025-1043, 2006.

NOBRE, R. G.; LIMA G. S.; GHEYI, H. R.; SOARES, L. A. A.; ALVES, A. N.; SILVA, A. O. **Crescimento e componentes de produção da mamoneira sob estresse salino e adubação nitrogenada**. In: Workshop Internacional de Inovações Tecnológicas na Irrigação, Fortaleza, 2012. CD ROM.

NOBRE, R. G.; LIMA, G. S. de; GHEYI, H. R.; LOURENÇO, G. S.; SOARES, L. A. A. Emergência, crescimento e produção da mamoneira sob estresse salino e adubação nitrogenada. **Revista Ciência Agronômica,** v. 44, p. 76-85, 2013.

NOVAIS, R. F.; NEVES J. C. L.; BARROS N. F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA A. J. (ed) **Métodos de pesquisa em fertilidade do solo.** Brasília: Embrapa-SEA. p. 189-253. 1991.

RHOADES, J. D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A. M. **Uso de águas salinas para produção agrícola**. UFPB, 2000, 117p. Estudos da FAO, Irrigação e Drenagem, 48.

SANTOS, J. B. dos; RIOS, D. M.; NASCIMENTO, L. R. do; SANTOS, C. A. A.; OLIVEIRA, Y. T. de. **Produtividade da mamoneira em regime de sequeiro no município de Baianópolis-BA**. In: IV Congresso Brasileiro de Mamona, p.1459-1462, 2010.

SILVA, D.; PRUSKI, F. F. **Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura.** Brasília: ABEAS, 1997. 252 p.

SILVA, D.; PRUSKI, F. F. **Recursos hídricos e desenvolvimento sustentável da agricultura.** Brasília: MMA, SBH, ABEAS, p.252, 1997.

SILVA, E. C.; NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, F. P.; MELO, N. F.; AZEVEDO NETO, A. D. Physiological responses to salt stress in young umbu plants. **Environmental and Experimental Botany**, v. 63, p. 147-157, 2008.

SILVA, S. M. S.; GHEYI, H. R.; BELTRÃO, N. E. de M.; SANTOS, J. W. dos; SOARES, F. A. L. Dotações hídricas em densidades de plantas na cultura da mamoneira cv. BRS Energia. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.4, p.338-348, 2009.

VIANA; A. P.; BRUCKNER, C. H.; MARTINEZ, H. E. P.; MARTINEZ, C. A.; MOSQUIM, P. R.. Teores de Na, K, Mg, e Ca em porta-enxertos de videira em solução salina. **Scientia Agricola**, v.58, p.187-191, 2001.

ESTIMATIVA DA PRECIPITAÇÃO PLUVIAL ANUAL DE PIRANHAS-AL

[1]Ronabson C. Fernandes, [2] André L. de Carvalho, [3]

Wanda T. C. Silva, [3]Viviane A. S. Carvalho

[1] Doutorando em Ciências Climáticas, PPGCC, UFRN (ronabson@hotmail.com)
[2]Doutorando pelo Departamento de Energia Nuclear, UFPE
[3] Graduandas em Meteorologia, ICAT, UFAL.

Resumo

A precipitação pluvial é um dos principais elementos meteorológicos influenciando diretamente em diversos setores da sociedade. Dela depende toda a vida na terra. Porém, esse parâmetro climático possui alta variabilidade tanto em quantidade como na distribuição em uma região. Assim, o presente estudo objetivou estimar a precipitação pluvial para todo o município de Piranhas, Alagoas. Foram utilizadas médias mensais de precipitação pluvial para o período de 1960 a 1990 das cidades de Água Branca, Delmiro Gouveia, Mata Grande, Pão de Açúcar e Piranhas. Esses dados foram aplicados a análises estatísticas utilizando o método da regressão linear múltipla. Os dados foram interpolados através do método da Krigagem. O Modelo Digital de Elevação (MDE) foi utilizado para caracterizar a altitude da região. Constatou-se que o modelo de regressão linear múltipla mostrou-se uma ferramenta eficaz para justificar a variabilidade espacial das precipitações na região de estudo. Climatologicamente foi observado que 96,2% da precipitação pluvial anual estão relacionadas com a altitude. Apesar da variabilidade temporal provocado pelos fenômenos climáticos e meteorológicos, a altitude foi crucial para a variabilidade espacial da precipitação pluvial.

Palavras-chave: precipitação pluvial, análises estatísticas, modelo de regressão linear múltipla.

1. INTRODUÇÃO

A precipitação pluvial é a principal variável meteorológica para o sertão nordestino, sendo importante para consumo próprio, agricultura, pecuária, como complemento para o sistema de abastecimento e saneamento, indústrias e comércios locais (KOENIG, 2003; ANNECCHINI, 2005; ZOLET 2005). No entanto, essa região é vulnerável a instabilidade climática, dramatizada pelos períodos de seca que ocorrem, em média, a cada cinco anos (CRUZ *et al*., 1999).

A altitude de uma região influencia nas ocorrências da precipitação. Por isso, vários pesquisadores têm utilizado o Modelo Digital de Elevação (MDE) para estimar a temperatura do ar e precipitação em várias regiões do país com sucesso, inclusive para Alagoas (PEZZOPANE *et al.*, 2004; FERREIRA *et al*., 2006; LYRA *et al*., 2009; SILVA *et al*., 2011). Sendo assim, a compreensão espacial da precipitação no município de Piranhas é crucial para minimizar o sofrimento da grande maioria da população, e melhoria da qualidade de vida em outros municípios, que segundo a Gazeta de Alagoas (2011), Alagoas abriga a maior proporção de miseráveis do Brasil, além disso, 676.700 alagoanos (ou 21,3% da população) continuam abaixo da linha de extrema pobreza.

Com isso, o presente trabalho teve como objetivo estimar a precipitação pluvial mensal para o município de Piranhas, Alagoas.

2. PROCEDIMENTO

2.1. Localização

A cidade de Piranhas situa-se geograficamente entre a latitude sul de 9°37’38’’ e a longitude oeste de 37°45’25’’, a 88m de altitude, ocupando uma área de 407,5 km^2 (1,47% do estado de Alagoas). Está inserida na mesorregião do Sertão Alagoano e na microrregião Alagoana do Sertão do São Francisco, possuindo uma população de 23.052 habitantes (IBGE 2010).

2.2. Aspecto Fisiográficos

Seu território apresenta pequenas elevações de 12 metros (as margens do rio São Francisco) e altitudes máximas, com elevações em torno de 545 metros (na serra da Formosinha e no morro do Boqueirão), na região central e ao norte, havendo, entretanto, o predomínio dos níveis entre 150 a 300 metros.

2.3. Climatologia

O clima de Piranhas classifica-se como quente e seco, com a quadra chuvosa durante os meses de abril a julho, com precipitação média anual em torno de 500 mm, distribuindo-se de forma irregular no decorrer do ano. Ainda de acordo com o método de Thornthwaite, tem o clima megatérmico semi-árido, com grande deficiência hídrica no verão, e estando na faixa de desertificação natural classificada como de susceptibilidade muito alta (GOIS *et al*., 2005).

2.4. Tratamento dos dados

Para estimar as alturas pluviométricas nesse município foram utilizados dados pluviométricos com médias mensais de 1960 a 1990 de 5 cidades situadas na região de estudo, segundo a Tabela 1. Posteriormente, os dados foram aplicados à estatística utilizando a regressão linear múltipla. Em seguida, utilizaram-se os dados obtidos da regressão estatística, adaptando para a análise de todos os parâmetros, ajustando ao modelo que teve como a variável dependente (precipitação pluvial), e as variáveis independentes (latitude, longitude e altitude) (equação 1):

$$P_i = \beta o + \beta_1 .Lat + \beta_2 Long + \beta_3 Alt \qquad (1)$$

Onde, *Pi* (ºC) corresponde a precipitação média mensal e anual, *Long* (graus) a longitude, *Lat* (graus) a latitude, e *Alt* (m) a altitude, sendo βo, β_1, β_2 , β_3 são os coeficientes do modelo adotado.

No caso da altitude, foi utilizado o MDE (Modelo Digital de Elevação) da missão *Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), sendo esses dados tratados e disponibilizados pela EMBRAPA com resolução espacial original de 90 m.

Foram empregados dois softwares específicos nesse trabalho, um para geração de dados estatística e outro para elaboração dos mapas de relevo e das precipitações pelo o método Krigging. Esse método geoestatístico Krigging leva em consideração as características espaciais de autocorrelação de variáveis regionalizadas, o que permite que os dados obtidos por amostragem de certos pontos possam ser usados para parametrizar a estimação de pontos onde o valor da variável seja desconhecido, onde o valor interpolado para qualquer nó da rede foi igual a equação (2)

$$G_j = \sum_{i=1}^{n} W_{ij} Z_i \qquad (2)$$

Onde G_j é o valor estimado para o nó j, n é o número de pontos usados para a interpolação, W_{ij} é o peso associado ao valor estimador 'i', Z_i é o valor estimado no ponto 'i' com valor conhecido. Segundo Silva *et al.*(2011), o método Krigging apresentou melhores resultados em relação aos demais métodos de interpolação na espacialização climatológica da precipitação pluvial mensal.

TABELA 1 – Localização das estações pluviométricas.

Municípios	Lat (φ)	Long (λ)	Alt. (m)
Água Branca	09°15'43"	37°56'16"	570
Delmiro Gouveia	09°23'10"	37°59'44"	256
Mata Grande	09°07'06"	37°44'04"	633
Pão de Açúcar	09°44'54"	37°26'12"	19
Piranhas	09°37'38"	37°45'25"	88

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com os dados climatológicos da precipitação pluvial, anualmente, 96,2% estão relacionadas com a altitude, mostrando-se o modelo eficaz para explicar essa variabilidade espacial. O intercepto (βo) apresentou um valor igual a 1982,524. Latitudinalmente (β_1) obteve -829,47 mm/°, ou seja, as alturas pluviométricas reduz no sentido de norte para sul. Já longitudinalmente (β_2), com 255,1864 mm/°, indica que a precipitação aumenta de leste para oeste, enquanto que β_3 , mostra que a precipitação taxa de aumenta numa 187,88mm/100m

TABELA 2– Coeficientes utilizados para os cálculos da precipitação pluvial.

Período	Coeficientes				
	βo	β_1	β_2	β_3	R^2
Anual	1982,524	-829,47	255,1864	1,8788	0,962

Anualmente as maiores alturas pluviométricas situaram-se nas regiões mais elevadas de Piranhas, devido a esses obstáculos, leva a condensação e precipitação da água da chuva, deixando essas regiões com maiores índices, sendo confirmados nos pontos persistentes com maiores alturas pluviométricas do município de Piranhas que coincidem com a Serra do Retiro, Serra da Panela e a Serra do Criolo (região Norte/Oeste) e na região central, a Serra Formosinho, e inversamente na região Sul e Leste com baixa pluviometria (Fig.1a.b). Em geral, grande parte do território de Piranhas situou-se nas isoietas de 450 mm/ano a 650 mm/ano. A menor altura pluviométrica estima foi de 357,8 mm/ano, na baixa altitude, ao nível do rio São Francisco, e de 1.047,3 mm/ano para elevações acima de 500 metros acima do nível do mar.

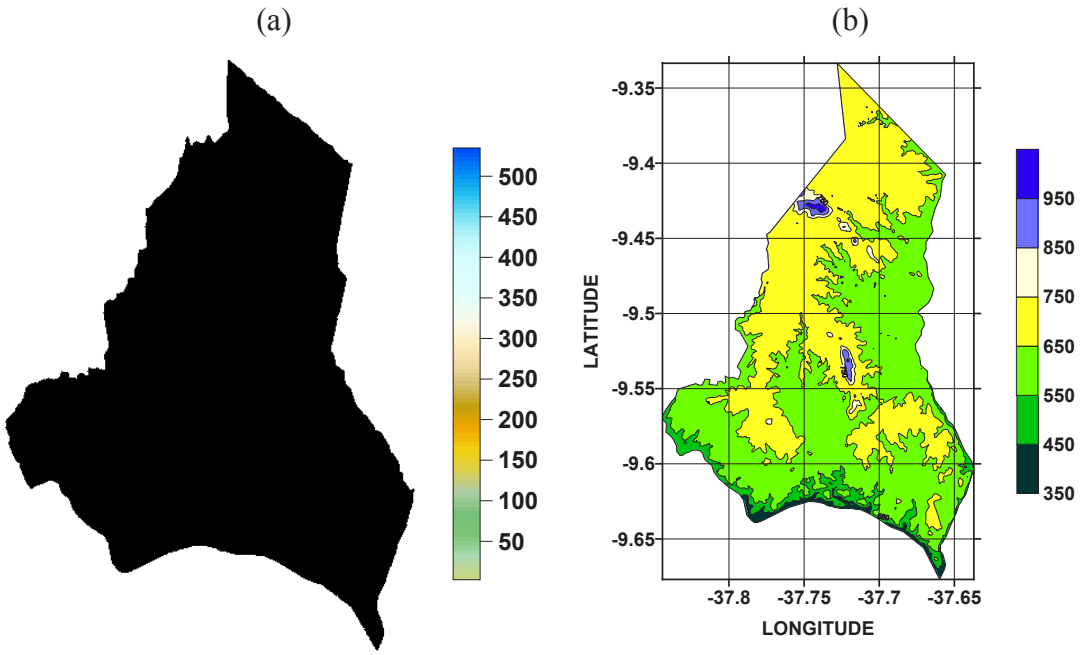


Figura. 1 – (a) altitude em metros e (b) e estimativa das alturas pluviométrica anual (mm) para o município de Piranhas-AL.

CONCLUSÃO

O modelo de regressão linear múltipla se mostrou uma ferramenta eficaz para justificar 96,2% da variabilidade espacial climatológica da precipitação em Piranhas. Além da altitude, outros fenômenos meteorológicos contribuíram para essa variabilidade.

REFERÊNCIAS

ANNECCHINI, K.P.V. **Aproveitamento da Água da Chuva Para Fins Não Potáveis na Cidade de Vitória (ES).** Dissertação apresentada ao Programa de Pós- Graduação em Engenharia Ambiental da Universidade Federal do Espírito Santo. 150p. 2005

BRASIL - SUDENE -DPG-PRN-HME**. Dados pluviométricos mensais do Nordeste - Estado Alagoas**. 116p. Tab. (Brasil. SUDENE. Pluviometria, 7) . Recife, 1990.

CRUZ, P. H. COIMBRA, R. M., FREITAS, M. A. V. **Vulnerabilidade climática e recursos hídricos no Nordeste**. In.: O ESTADO DAS ÁGUAS NO BRASIL/ org. Marcos Aurélio Vasconcelos de Freitas – Brasília, DF: ANEEL, SIH; MMH, SRH; MME, 1999. 334p.

FERREIRA,W.P.M.; VALLADARES, G. S.; HOTT, M. C. Estimativa da temperatura média mensal do ar para os Estados de Minas Gerais e do Pará, utilizando-se Modelos Digitais de Elevação. **Engenharia na Agricultura**, Viçosa, MG, v.14, n.4, p. 293-303, Out./Dez, 2006.

GAZETA DE ALAGOAS Um milhão e meio de alagoanos vivem com menos de meio salário mínimo por mês, segundo números do Ipea. Disponível em: <http://gazetaweb.globo.com/gazetadealagoas/imprimir.php?c=176771> Acesso: 01de maio de 2011.

GOIS, G; SOUZA, J.L; SILVA, P.R.; OLIVEIRA JUNIOR, J.F. Caracterização da desertificação no Estado de Alagoas utilizando variáveis climáticas. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v.20, n.3, p. 301-314, 2005.

KOENIG, K. **Rainwater harvesting: public need or private pleasure? Water 21**, London: IWA, feb, p. 56-58, 2003.

LYRA, G.B.; OLIVEIRA JÚNIOR, J. F.; SOUZA, J.L.; LYRA, G. B.; SANTOS, M. J.; SANTOS, P.J. Variação espacial e temporal da temperatura mensal do ar no Estado de Alagoas. In:XVI Congresso Brasileiro de Agrometeorologia. Belo Horizonte, MG. 2009. **Anais**. 2009. CDROM.

PEZZOPANE, J. E. M., SANTOS, E. A.; ELEUTÉRIO, M. M.; E. F. REIS; SANTOS, A. R. Espacialização da temperatura do ar no Estado do Espírito. **Revista Brasileira de Agrometeorologia**, Santa Maria, v. 12, n. 1, p. 151-158, 2004.

SILVA, K. R.; CECÍLIO, R. A.; XAVIER, A. C.; PEZZOPANE, J. R. M.; GARCIA, G. O. Interpolação Espacial da Precipitação no Estado do Espírito Santos. **Revista Floresta e Ambiente**, 18(4):417-427, 2011.

SOUZA, E. B.; PEZZI, L.; TOTA, J.; FISH, G.; KAYANO, M. On the influence of El Niño, LaNiña and Atlantic Dipole pattern on the Amazonian rainfall during 1960-1998. **ActaAmazônica**, v.30, n.2, p. 305-318, 2000.

ZOLET, M. **Potencial de aproveitamento de água de chuva para uso residencial na região urbana de Curitiba**. Trabalho de Conclusão de Curso apresentado ao Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências Exatas e de Tecnologia da Pontifícia Universidade Católica do Paraná, 33p., 2005.

ASPECTOS HISTÓRICOS, CULTURAIS E SOCIAIS DO SANEAMENTO BÁSICO NO BRASIL

Teresa Raquel de Araújo Viana

Graduanda em Tecnologia em Gestão Ambiental (IFRN).
raquelaraujo_15@hotmail.com

Resumo

Diante do crescimento exagerado das cidades, é necessário tomar providências a fim de controlar a contaminação da água, solo, ar, além do combate a enfermidades. Assim, desde os primórdios da humanidade, foi identificada a preocupação em desenvolver hábitos higiênicos, tecnologias para tratamento e distribuição de água, assim como medidas de auxílio à saúde pública. Utilizando-se de pesquisa bibliográfica, este trabalho busca expor de maneira clara e objetiva o caminho percorrido pelo Brasil até chegar às condições sanitárias encontradas nos dias atuais. Contudo, é perceptível a instância em se expandir as redes de saneamento visando atender a um maior número de pessoas, visto que as mesmas ocorrem com menor incidência que o necessário quando comparado aos habitantes do país.

Palavras-chave: contaminação, saúde pública, saneamento.

INTRODUÇÃO

A saúde é um componente fundamental na vida de todos, visto que possibilita um bem estar físico, mental e social, e na contemporaneidade a situação da saúde do cidadão brasileiro ainda não é satisfatória. É sabido que diversas podem ser as causas de enfermidades, e que algumas podem não estar associadas a fatores externos ao organismo humano, ou seja, podem ser ocasionadas por outros elementos, sejam eles: genéticos ou por deformidades no próprio corpo. Já as doenças externas, são aquelas originadas por vermes, bactérias, vírus e que chegam até o homem através de diversos vetores como: animais, ar, objetos, roupas, água, etc.

Nas cidades grandes há o crescente número de casos de doenças, desequilíbrios ecológicos, muitos dos quais a responsabilidade é do próprio homem que não tem o cuidado necessário para com o meio. Um dos principais meios de transmissão de doenças é a veiculação hídrica, devido à contaminação de águas e solos pelo não tratamento adequado dos efluentes e resíduos. Por isso este tema tem sido alvo de muitas pesquisas e discussões dos órgãos ambientais e da saúde, por estar intimamente ligado ao saneamento básico.

Diante desse contexto, o saneamento surge como ferramenta indispensável à saúde pública, sendo possível observar a existência de estudos e obras de engenharia cada vez mais sofisticadas desde os primórdios da civilização, a fim de tratar e preservar a qualidade das fontes de águas das cidades. E é justamente este o objetivo deste trabalho: explicitar de forma clara e sucinta a evolução histórica e social do saneamento básico no Brasil.

METODOLOGIA

Considerando a importância do saneamento, principalmente quando se trata de saúde pública, tomando como base a pesquisa bibliográfica abordar-se-á os aspectos históricos, culturais e sociais, procurando construir uma cronologia para o desenvolvimento do saneamento básico no Brasil. Para tanto, se fará uma breve reflexão sobre a necessidade de saneamento visando à compreensão do significado do termo.

Como resultado espera-se a identificação dos serviços mais associados ao saneamento, além dos possíveis problemas que dificultam o seu desenvolvimento no Brasil.

O QUADRO HISTÓRICO BRASILEIRO DA POLUIÇÃO DAS ÁGUAS

De acordo com a Lei Federal n° 11.445/07, tem-se o saneamento básico como o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações de abastecimento de água, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos e drenagem de águas pluviais urbanas. No Brasil 31% da população não conhecem o termo "saneamento básico", mas sofre com suas consequências, segundo uma pesquisa desenvolvida pelo IBOPE e Instituto Trata Brasil no ano de 2009. Como consequência da falta de informação da sociedade, o saneamento não é visto como prioridade.

A evolução do saneamento no Brasil teve inicio após a introdução de várias doenças trazidas pelos estrangeiros ainda no período de colonização, como a varíola, tuberculose e sarampo, as quais resultaram em epidemias que frequentemente matavam os índios. Com a crescente preocupação pela saúde pública da colônia, foram determinadas leis com medidas de higiene a serem tomadas. O transporte de águas que hoje é realizado através de adutoras, na época do Brasil Imperial era feito pelos escravos até as residências.

A partir de 1808, houve um importante salto nos serviços de saneamento, pois foi nesse ano que a família real veio ao Brasil e permaneceu por alguns anos. Justamente pela instalação da família real, o Brasil foi um dos países pioneiros a realizar a implantação de redes de coleta para escoamento das águas das chuvas, embora se restringindo a cidade do Rio de Janeiro, área onde se encontrava a aristocracia.

Antes de ocorrer a Lei Áurea, o transporte das águas e dos rejeitos aos córregos era responsabilidade dos escravos. No entanto, após a libertação dos escravos, em 1888, não havia responsáveis pela execução desse serviço, o que desencadeou o início do desenvolvimento de tecnologias de saneamento básico no Brasil.

A fama do país no âmbito do saneamento, quanto um país de proliferação de epidemias se espalhou pelo exterior, e de fato era. Entretanto, o diretor-geral de Saúde Pública do

Governo Federal iniciou em 1903, na cidade do Rio de Janeiro, uma verdadeira luta, tentando por fim em tais epidemias. A campanha de limpeza e desinfecção obteve excelentes resultados. (CANIVATTO, 1992).

Em 1930, todas as capitais brasileiras possuíam sistemas de distribuição de água e coleta de esgoto, mas devido à rápida expansão industrial e urbana a poluição das águas foi um fato que se agravou com o decorrer do tempo, fazendo com que a implantação de obras de saneamento para distribuição de água potável a população e recolhimento de lixo e esgoto não acompanhassem o ritmo de crescimento das cidades, o que pode ser observado até os dias atuais.

No ano de 1971, formulou-se o Plano Nacional de Saneamento com o objetivo de organizar uma sistemática de financiamento do setor com recursos do fundo de garantia por tempo de serviço – FGTS -, estabelecendo a prática de concessão daqueles serviços às companhias estaduais de saneamento. Diversos sistemas foram concedidos às companhias estaduais, por períodos estabelecidos nos contratos de concessão, próximos a 30 anos.

Através desse sistema de gestão, as empresas estaduais são responsáveis pela implementação, ampliação, operação e manutenção dos sistemas de água e saneamento, entretanto adotam tarifas, utilizando-se de justificativas para sua viabilidade financeira. Os municípios que não optaram pela adesão ao PLANASA ficaram como responsáveis diretos pelos sistemas, e esses acabaram por ser excluídos, na medida em que não se facultou a eles o acesso a recursos financeiros federais, durante cerca de 20 anos após a implementação do plano. (BARROS, 1995).

SANEAMENTO, CONTROLE SOCIAL E A IMPORTÂNCIA DO SISTEMA DE TRATAMENTO E ABASTECIMENTO DE ÁGUA

O controle social das políticas públicas consolidou a democracia, sendo o poder público fiscalizado, garantiu-se uma mediação entre interesses dos diversos segmentos sociais e proporcionou-se uma maior permanência entre um mandato público e o seu sucessor. Para a intervenção da sociedade na tomada de decisões relativas aos serviços que lhe

dizem respeito, incluindo saneamento, colaborou-se com a prática educativa e formação política, contribuindo assim para a formação da cidadania.

No âmbito do saneamento, na participação da população e o controle social, um instrumento de grande importância é a constituição dos conselhos para a discussão das questões do saneamento, que devem ser integrados pelo executivo municipal, pelo legislativo, iniciativa privada e pela própria comunidade. Já nos municípios pequenos, não é necessária a criação de um conselho apenas para a questão do saneamento, pode-se então outros conselhos incorporar as funções de um conselho municipal de saneamento, como o conselho de saúde, ambiental ou mesmo de políticas urbanas. Um problema frequente é a ausência de uma integração com outras políticas públicas, que é necessária no saneamento, visto que é uma área que se relaciona com outras diversas.

Dentre as inúmeras importâncias nos aspectos sanitário e social destacam-se a melhoria da saúde e das condições de vida de uma comunidade; a diminuição da mortalidade em geral, principalmente a infantil; o aumento da expectativa de vida da população; a diminuição da incidência de doenças relacionadas com a água; a implantação de hábitos na população; a facilidade na implantação e melhoria da limpeza pública; a facilidade na implantação e melhoria dos sistemas de esgotos sanitários; a possiblidade de proporcionar conforto e bem-estar; e a melhoria das condições de segurança.

No aspecto econômico tem-se o aumento da vida produtiva dos indivíduos economicamente ativos; a diminuição dos gastos particulares e públicos com consultas e internações hospitalares; a facilidade para instalação de indústrias. Onde a água é utilizada como matéria prima ou meio a operação; e o incentivo à indústria turística em localidades com potencialidades para seu desenvolvimento. (BARROS, 1995).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Este trabalho propôs uma reflexão acerca da importância das ações, principalmente governamentais, de responsabilidade com a saúde pública e o desenvolvimento de obras de saneamento básico no Brasil.

Como resultado do estudo, constatou-se que o desenvolvimento humano está intimamente ligado ao saneamento. Contudo, o Brasil ainda precisa expandir os sistemas de tratamento de água, esgoto e de drenagem de águas pluviais, além dos métodos de manejo de resíduos sólidos e limpeza pública.

Diante dessa realidade, é perceptível a importância da realização de novos estudos sobre o tema citado, a fim de que os problemas corriqueiros que dificultam as práticas de saneamento sejam solucionados da melhor maneira para a população a ser beneficiada.

Pode-se também concluir a existência do elo entre o saneamento, a saúde pública, o desenvolvimento econômico e social da população, visto que os aspectos sanitários positivos geram consequências igualmente positivas à sociedade favorecida.

REFERÊNCIAS

BARROS, Raphael T. de V. et al. **Saneamento: Manual de Saneamento e Proteção Ambiental para os Municípios**. Vol 2. Belo Horizonte: UFMG, 1995.

BRASIL. **Constituição Federal do Brasil,** de 05 de Janeiro de 2007. Disponível em < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2007/lei/l11445.htm>. Acessado em: 12 fev. 2013.

CAVINATTO, Vilma Maria. **Saneamento Básico: fonte de saúde e bem-estar**. São Paulo

DA SILVA, Valmir Melo. **Gestão do Saneamento do Rio Grande do Norte: Estudo de Caso**. 2004. Dissertação (Mestrado em Engenharia Sanitária). Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal.

INSTITUTO TRATA BRASIL. **Pesquisa inédita do IBOPE e do Instituto Trata Brasil mostra a percepção da população sobre saneamento básico.** 2009. Disponível em <http://www.tratabrasil.org.br/detalhe.php?codigo=5739>. Acessado em: 27 fev. 2013.

PHILIPPI JÚNIOR, Arlindo. **Saneamento do Meio**. São Paulo: Fundacentro, 1982.

PREFEITURA MUNICIPAL DO NATAL. Secretaria de Meio Ambiente e Urbanismo. **Anuário 2006**. Natal/RN: Departamento de Informação, Pesquisa e Estatística, 2006.

ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO MUNICIPIO DE CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA PARÁ

Thuanny Paula de Almeida Nascimento IFPA – Instituto Federal do Pará, Campus Conceição do Araguaia, graduanda em tecnologia em Gestão Ambiental, Av: Colto Magalhães S/N, bolsista PIBC – 2011/2012, E-mail: thuannypaula@hotmail.com.br

Maxwel Lima Santos IFPA – Instituto Federal do Pará, Campus Conceição do Araguaia, graduanda em tecnologia em Gestão Ambiental. Av: Colto Magalhães S/N, bolsista PIBC – 2011/2012, E-mail: maxwellima666@hotmail.com

Resumo

O sistema de abastecimento de água sendo o serviço público constituído de um conjunto de sistemas hidráulico e instalações responsáveis pelo suprimento de água para atendimento das necessidades da população de uma comunidade. Este trabalho teve o objetivo de analisar os aspectos do abastecimento de água no Bairro Emerêncio município de Conceição de Araguaia região sul do Pará, bem como averiguar o nível de satisfação da comunidade consumidora. A pesquisa foi desenvolvida em maio de 2011, em duas etapas distintas: aplicação de questionário no campo, e tabulação dos dados. Os questionários foram aplicados em 144 domicílios, verificou-se que no bairro Emerêncio a principal fonte de abastecimento de água que serve as residências vem do serviço publico 72% e Em relação ao nível de satisfação da comunidade quanto ao serviço prestado e a qualidade do produto 76% dos moradores não estão satisfeitos com a qualidade que a água chega aos domicílios.

Palavras-chave: Abastecimento de água, Emerêncio , água potável.

INTRODUÇÃO

Para efeitos da Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007 (Política Federal de Saneamento Básico), considera-se saneamento básico o conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo das águas pluviais

urbanas. Neste contexto esta inserida o sistema de abastecimento de água sendo o serviço público constituído de um conjunto de sistemas hidráulico e instalações responsáveis pelo suprimento de água para atendimento das necessidades da população de uma comunidade caracterizado pela retirada da água bruta do manancial, adequação de sua qualidade, transporte e fornecimento à população através de rede geral de distribuição. A rede abastecedora deve fornecer a comunidade água potável cujos parâmetros microbiológicos, físicos, químicos e radioativos, atendam ao padrão de potabilidade e que não ofereça riscos à saúde, a água, em condições normais de temperatura e pressão, predomina em estado líquido e aparentemente é incolor, inodora e insípida e indispensável a toda e qualquer forma de vida.

> A principal consequência da falta de abastecimento de água potável é a contaminação da população de baixo poder aquisitivo, principalmente nos primeiros anos de vida, quando as crianças apresentam baixa resistência orgânica. Essa população habita, na maioria das vezes, as periferias das cidades e a zona rural, exatamente aquelas com menor cobertura de serviços de saneamento básico. (Martins, et al. 2000)

A oferta de água potável tem sido apontada como um dos grandes problemas do século XXI. Apesar de todos os esforços para armazenar e controlar o consumo da água, este bem está se tornando escasso e sua qualidade se deteriora cada vez mais rápido (FREITAS; BRILHANTE; ALMEIDA, 2001).

Além da problemática da escassez sabe-se que água pode afetar a saúde do homem de várias maneiras: através da ingestão direta, ou na preparação de alimentos, ou pelo seu uso na higiene pessoal ou na agricultura, indústria ou lazer. Os riscos para a saúde relacionados com a água podem ser distribuídos em duas categorias principais: riscos relacionados com a ingestão de água contaminada por agentes biológicos ou através de contato direto, ou por meio de insetos vetores que necessitam da água em seu ciclo biológico, riscos derivados de poluentes químicos e radiativos, geralmente efluentes de esgotos industriais.

Um sistema de abastecimento urbano de água deve funcionar ininterruptamente fornecendo água potável para que as perspectivas como controle e prevenção de doenças; melhores condições sanitárias (higienização intensificada e aprimoramento das tarefas de limpeza doméstica em geral); desenvolvimentos turísticos, industriais e

comerciais sejam alcançados. Diante do exposto este trabalho tem o objetivo de analisar os aspectos do abastecimento de água no município de conceição de Araguaia região sul do Pará, bem como averiguar o nível de satisfação da comunidade consumidora.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada no município de Conceição do Araguaia-PA localizado na região sudeste do estado do Pará, conhecida como "Zona do Planalto", com altitude superior a 542m, à margem esquerda do rio Araguaia delimitada pelas seguintes coordenadas geográficas 8°19'09.49"S 49°16'30.20" O 8°13'44.21"S 49°14'51.61" O, sua extensão territorial é de 5829,44 km² com população estimada de 45.000 habitantes IBGE, (2010), e 9.011 domicílios particulares na zona urbana. A área de pesquisa o Bairro Emerêncio possui 7,8% dos domicílios e 7,7% da população apresentando 720 domicilio permanentes ocupados, e uma população de cerca de 2460 indivíduos, (IBGE, 2010).

Considerando a população finita que apresenta características homogêneas preferiu-se trabalhar com amostra simples ao acaso, os dados foram obtidos na fonte primária. A pesquisa se desenvolveu em duas etapas distintas: aplicação de questionário no campo, e tabulação dos dados.

Os questionários foram aplicados em 144 domicílios, representando uma amostra de 20%, os entrevistados responderam as questões a baixo:

- Fonte de abastecimento de água que serve sua residência;
- Reclamação em relação ao serviço público prestado;
- Realização de analise da água;
- Caso de doenças de veiculação hídrica;

Os dados foram coletados em planilhas especificas pré-elaboradas, e foram mensuradas conforme a entrevista respondida pelos moradores, posteriormente foram transferidos e analisado no software Excel 2010 e compilados por meio de gráficos e tabelas, o levantamento ocorreu no período de maio de 2011.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Verificou-se que no bairro Emerêncio a principal fonte de abastecimento de água que serve as residências vem do serviço publico 72% e apenas 26% utilizam fontes alternativas (poços) e 2% faz uso concomitantemente do serviço público e de fontes alternativas.

Em relação ao nível de satisfação da comunidade quanto ao serviço prestado e a qualidade do produto 76% dos moradores não estão satisfeitos com a qualidade que a água chega aos domicílios, 15% reclamam das interrupções do serviço prestado e 9% afirmam ser o valor cobrado pelo serviço prestado. Verifica-se que no período de Maio Junho e Julho o manancial fornecedor da agua diminui sua vazão devido à seca, causando a interrupção do fornecimento não sendo possível abastecer todas as residências do município.

A respeito da analise da agua sabe-se que testar toda a massa de água destinada ao consumo é impraticável; por isso, colhem-se amostras e, através de sua análise, conclui-se qual a qualidade da água. O exame da água, principalmente daquela destinada ao consumo humano, é de fundamental importância. Por ele pode-se ter certeza de que a água distribuída é de confiança, se está isenta de microorganismos ou substâncias químicas que podem ser prejudiciais à saúde das pessoas. (FUNASA, 2006) . Apesar da relevância da analise da água, a pesquisa mostrou que 100% dos entrevistados dos não fazer o exame da agua. Contraditoriamente a população afirma que nunca contraíram doença de veiculação hídrica e apenas 1% admitem ter tido alguma doença

CONCLUSÃO

A avaliação dos aspectos e impactos sociais deste trabalho apontou que o saneamento básico disponibilizado aos moradores do bairro Emerencio ao que diz respeito principalmente ao abastecimento de agua não estão dentro dos padrões estabelecidos pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e pelo CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE-CONAMA. Apesar de não haver dado que indique a condição em que a água chega às residências, através da pesquisa pode se observar a insatisfação da comunidade.

O diagnóstico referente á qualidade de vida dos moradores da comunidade acima citada, confirma estas informações. É imprescindível então que os governantes atuais estejam

atento ás necessidades de saneamento básico disponibilizado a essa comunidade, preocupando-se principalmente com o tratamento da água, respeitando assim o diz a constituição federal em seu artigo 23. Fazendo com que esta população adquira uma melhor condição vida.

REFERÊNCIAS

1. ABES Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental. Catálogo brasileiro de engenharia sanitária - CABES XXVII: impacto de sistemas de abastecimento de água na saúde pública. Rio de Janeiro 2000

2. Freitas, Marcelo Bessa; Brilhante, Ogenis Magno; Almeida, Liz Maria. Importância da análise de água para a saúde pública em duas regiões do estado do rio de janeiro: enfoque para coliformes fecais, nitrato e alumínio. Cad. Saúde pública, rio de janeiro, v. 17, n. 3, p. 651-660, 2001.

3. Manual prático de análise de água. 2ª ed. rev. - Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2006.

4. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA – IBGE. Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2008. Rio de Janeiro, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/estatistica/populacao/condicaodevida/pnsb2008/PNSB_2008.pdf.> Acesso em: 16 set. 2011.

MICOBIOTA DO RIO MASSANGANA, CABO DE SANTO AGOSTINHO, PERNAMBUCO

Victor Hugo Moreira de Lima[1]; José Michael Morais Correia[2]; Raoní Oliveira Neves[2]; Marilene da Silva Cavalcanti[3]

1. Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Ciências Biológicas, Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Centro de Ciências Biológicas – CCB. Av. Prof. Morais Rego, 1235. Cidade Universitária. CEP: 50670-420, Recife – PE, Brasil. Bolsista da CAPES. E-mail: victor.hg.ml@hotmail.com.
2. Graduando do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas, Faculdade Frassinetti do Recife – FAFIRE. Av. Conde da Boa Vista, 921. Recife - PE. CEP: 50060-002.
3. Professora Adjunto da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Centro de Ciências Biológicas – CCB. Depto. de Micologia. Av. Prof. Morais Rego, 1235. Cidade Universitária. CEP: 50670-420, Recife – PE, Brasil. E-mail: silva.cordeiro@globo.com.

Resumo

A micota do solo do rio Massangana, Cabo de Santo Agostinho, estado de Pernambuco, foi estudada em três pontos, no período seco e chuvoso. Após as coletas, as amostras foram submetidas à suspensão sucessivas em água destilada e esterilizada até a obtenção da diluição de (1:5000), posteriormente uma alíquota de 1mL foi semeada em placa de Petri em triplicata, contendo meio Ágar-Sabouraud, acrescido de cloranfenicol (50mL^{-1}), e deixadas a temperatura ambiente (28 ± 2°C), durante 3 a 4 dias para o desenvolvimento das colônias fúngicas. Em 3 amostras de solo foram identificados 18 táxons, sendo os fungos anamórficos os mais representativos. Maior número de espécies e unidades formadoras de colônias foi registrado na época chuvosa. Observou-se influência sazonal na ocorrência dos fungos, sendo o principal fator de interferência a pluviosidade, responsável direta pela variação da umidade relativa do ar, salinidade e transparência da água. Essa pesquisa é relevante, uma vez que contribui para o conhecimento da micobiota desse ecossistema, bem como servirá de subsídios para estudos futuros.

Palavras-chave: fungos filamentosos, fungos leveduriformes, solo.

INTRODUÇÃO

Os fungos são capazes de viver em diversos habitats como sapróbios, parasitas e simbiontes (Christensen, 1989). Como sapróbios participam na decomposição da matéria orgânica tanto no solo como na água tornando os substratos mais palatáveis para os detritívoros (Barlocher & Kendrick, 1974; Butler & Suberkropp, 1986). Nos ecossistemas terrestres são capazes de utilizar íons e matéria orgânica, como fonte de carbono disponível no ambiente (Sinsabaugh & Arthur, 1987).

Trabalhos relacionados à ecologia de fungos em ambientes aquáticos têm sido desenvolvidos por vários pesquisadores (Sridhar et al. 1993; Francová, 1993). Em Recife foram realizadas pesquisas sobre fungos na praia de Boa Viagem (Pinto, 1989). Pinto (1989) isolou 68 espécies de fungos filamentosos da água do mar, com predominância de Deuteromycota (86%). Em São Paulo, Schoenlen-Crusius et al. (1992) estudaram a decomposição de folhas de *Quercus rubor* L., *Ficus microcarpa* L. e *Alchornia triplinervea* (Spreng) M. Arg. contidas em bolsas de náilon e submersas em um ribeirão, numa reserva biológica (Paranapiacaba); 31 táxons foram identificados, sendo 20 de fungos zoospóricos.

Fungos potencialmente patogênicos ao homem e a outros animais foram isolados de ambientes aquáticos e em áreas de contato, como areia e lama (Khulbe et al. 1993). Dabrowa et al. (1964) sugeriram que a zona interdital pode constituir um reservatório de fungos potencialmente patógenos e que certas infecções fúngicas podem ser adquiridas pelo contato com essas áreas. Muitos são os meios de cultura e iscas usados para isolamento de fungos de ambientes aquáticos. Howe et al. (1993) usaram, entre outros componentes do meio, a farinha de milho, enquanto Shaumann & Priebe (1994) empregaram o meio Sabouraud, com antibióticos, para o isolar fungos de tecidos somáticos do salmão do Atlântico. Sabouraud-ágar, Czapec-dox-ágar e extrato de malte-ágar, com tetraciclina, foram empregados por Franková (1993) para isolar Deuteromycota de solo e água.

Em vista da importância dos fungos nos ecossistemas onde vivem e da necessidade de caracterização da micota, procurou-se neste trabalho verificar a ocorrência e distribuição de fungos filamentosos e leveduriformes nos períodos seco e chuvoso. Em decorrência da falta de maiores estudos sobre a ocorrência de fungos do solo no ambiente de manguezal no Brasil e principalmente em Pernambuco o presente

trabalho é de relevante importância para o conhecimento da micobiota desse ambiente, além de acrescentar subsídios para estudos de preservação e ecologia. Tendo por objetivo o levantamento e identificação a micobiota do solo do Rio Massangana.

MATERIAL E MÉTODOS

As coletas foram efetuadas nas margens do Rio Massangana, no Município do Cabo de Santo Agostinho, PE, em três pontos equidistantes, coordenadas (8º21'48.92''S e 34º57'43.69''W) que foram obtidas com aparelho G.P.S. (Global Positioning System) Garmin, no período seco (outubro de 2012) e chuvoso (fevereiro de 2013) (Figura 1).



Figura 1. Localização das estações de coleta no estuário do Rio Massangana. (Google Map, 2010).

Após a coleta, as amostras foram encaminhadas ao Laboratório de Fungos Aquático do Departamento de Micologia da Universidade Federal de Pernambuco (UFPE), onde foram submetidas à técnica de (Warcup, 1967) modificada, que consistiu em peneirar 25g de solo, em seguida foi suspenso em 225 mL de água destilada e esterilizada até a obtenção de uma diluição de (1:5000) da suspensão final foi retirado 1mL e semeada em placas de Petri em triplicata, contendo meio Ágar-Sabouraud adicionado de cloranfenicol ($50mL^{-1}$), e deixadas à temperatura ambiente (28 ± 2°C),

durante 3 a 4 dias para o desenvolvimento das colônias. Após crescimento foram transferidas para tubos de ensaio contendo o meio Batata-Dextrose-Ágar (BDA), acrescido de cloranfenicol ($50mL^{-1}$), sempre que necessário as colônias foram transferidas para meio específico de acordo com a carência nutricional de cada táxon. A identificação das espécies foi baseada em características macro e microestruturais e análise comparativa com parâmetros estabelecidos pela literatura especializada. Foi utilizado o índice de Bray Curtis (Legendre & Legendre, 1998) para verificar a similaridade entre os períodos de coleta seco e chuvoso.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram isolados 18 táxons do solo do Rio Massangana, no Município do Cabo de Santo Agostinho, PE, dos quais, 12 no período seco, 17 no período chuvoso. *Aspergillus niger* e *Penicillium simplicissimum* predominou em ambos os períodos (seco e chuvoso) com (21,5% e 26,2%) e (17,4% e 23,2), respectivamente. (Figura 2).

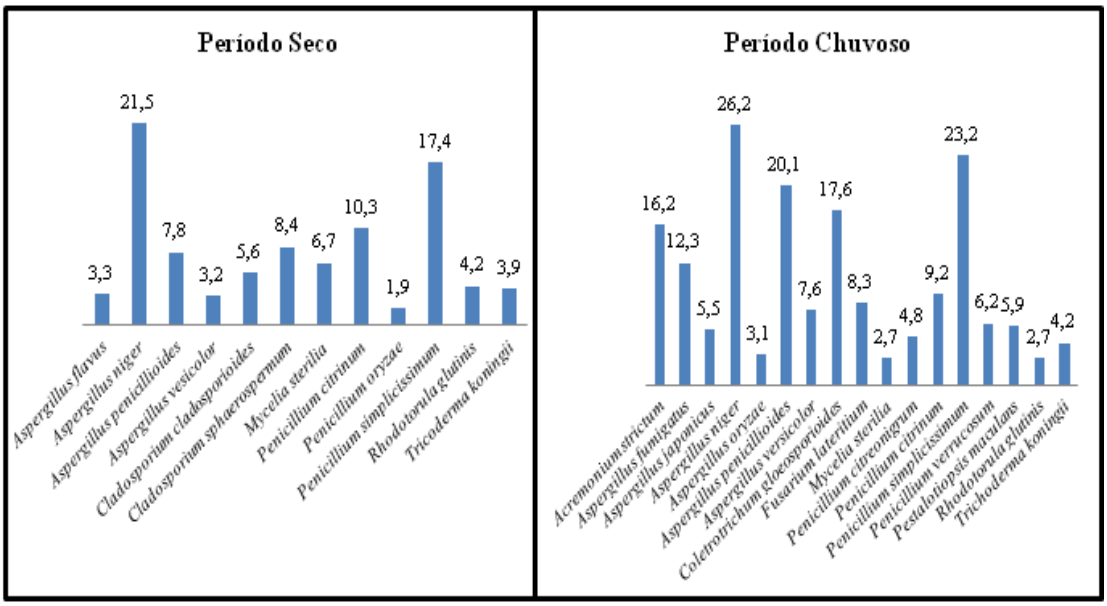


Figura 2. Percentual dos fungos isolados no período seco e chuvoso.

O gênero *Aspergillus* foi o mais frequente, seguido de *Penicillium* e *Acremonium*. Alguns gêneros não apresentaram diferenças significantiva $p>0,05$ nos percentuais quando comparados os períodos. O período chuvoso foi o que demonstrou maior variedade de espécie e freqüência de fungos, sendo semelhante ao que foi

apresentado por Bernardi et al. (2006), onde os fatores climáticos foram responsáveis pela variação na freqüência dos fungos. A grande ocorrência dos gêneros *Aspergillus*, *Penicillium* e *Acremonium* em detrimento a outros, pode indicar elevados índices de poluição por agrotóxicos e/ou metais pesados segundo os estudos de Colla et al. (2008), que isolaram fungos de solo contaminado por herbicidas. Solos contaminados por metais pesados apresentam uma significante redução na diversidade de fungos sendo, exceção os gêneros aqui citados, de acordo com Shoenlein et al. (2008) indicando que algumas espécies são resistentes a poluição. Os resultados diferem dos obtidos por Grandi & Silva (2003) que investigaram Hyphomycetes sobre folhas em decomposição.

A reduzida diversidade de fungos no período seco pode estar associada a concentração de poluentes, o que explicaria o pequeno número de táxons nos dois períodos, no entanto o próprio ambiente e suas variáveis abióticas podem ser fatores limitantes a variedade de espécies, os gêneros *Aspergillus*, *Penicillium* e *Acremonium* são mais abundantes em ambientes perturbados por ação antrópica e possuem grande resistências as variáveis ambientais, bem como apresentaram resultados semelhante isolando fungos filamentosos de solo e água de praias em Olinda, Gomes et al. (2008).

A similaridade entre os períodos estudados foi de 29.57% demonstrando uma acentuada influência e diferenciação da micobiota pelos fatores climáticos ou por variações na concentração de substâncias poluentes devido ao aumento e diminuição das chuvas nos períodos estudados.

CONCLUSÃO

1. Algumas espécies não apresentaram diferença significativa entre os períodos estudados.
2. Índice de similaridades entre as estações foi baixo, o que demonstra uma modificação em decorrência da mudança climática.
3. Também é possível sugerir que o ambiente sofre com a ação antrópica com os efluentes domésticos e agroindustriais.

AGRADECIMENTOS

Agradeço a CAPES pela concessão da bolsa de Pesquisa e a equipe do Laboratório de Fungos Aquáticos da Universidade Federal de Pernambuco pelo desprendimento no auxílio nas coletas.

REFERÊNCIAS

BARLOCHER, F.; KENDRICK, B. Dinamics of the fungal population on leaves in the stream. **Journal of Ecology**, London. 1974.

BERNARD, E.; COSTA, E. L. G.; NASCIMENTO, J. S. Fungos anemófilos e suas relações com fatores abióticos, na praia do Laranjal, Pelotas, RS. **Revista de Biol**. **Ciênc**. **Ter.** 2006.

BUTLER, S. K.; SUBERKROPP, K. Aquatic hyphomycetes on oak leaves: comparisonon growth, degradation and palatability. **Mycologia**, Lancaster. 1986.

CHRISTENSEN, M. 1989. A view of fungal ecology. **Mycologia**, **New York**, 81(1): 1-19. COLLA, L. M.; PRIMAZ, A. L.; LIMA, M.; BERTOLIN, T. E. & COSTA, J. A. V. 2008.

Colla, L. M., Muccillo-Baisch, A. L., Costa, J. A. V. Spirulina platensis Effects on the Levels of Total Cholesterol, HDL and Triacylglycerols in Rabbits Fed with a Hypercholesterolemic **Diet. Braz Arch Biol Technol**. 2008.

DABROWA, N.; LANDAU, J.W.; NEWCORNER, V.D.; PIUN KETT, O.A. A survey of tide - washed coastal area of Southern Califórnia for fungi potentially pathogenic to men. **Mycophatology et Applied Pathology.** 1964.

FRANCOVÁ, E. Isolation and identificacion of filamentous soil Deuteromycetes from the water environment. **Biologia Brastilava.** 1993.

GOMES, D. N. F.; CAVALCANTI, M. A. Q.; FERNANDES, M. J. S.; LIMA, D. M. M. & PASSAVANTE, J. Z. O. Filamentous fungi isolated from sand and water of "Bairro Novo" and "Casa Caiada" beaches, Olinda, Pernambuco, Brazil. **Braz**. **J**. **Biol**. 2008.

GRANDI, R. A. P. & SILVA, T. V. Hyphomycetes sobre folhas em decomposição de *Caesalpinia echinata* Lam.: ocorrências novas para o Brasil. **Revista Brasil**. **Bot**. 2003.

HOWE, J. M. & SUBERKROPP, K. Effects of micoparasitism on an aquatic Hyphomycete growing on leaf litter. **Mycologia.** 1993.

KHULBE, R. D.; JOSHI, C. & BISHI, G. S. Fungal diseases of fish in Nanak Sagar, Naini Tal, India. **Mycopathologia.** 1993.

LEGENDRE, P. & LEGENDRE, L. Numerical ecology. 2ªedição. **Elsevier Science BV**, Amsterdam. 1998.

MADRUGA FILHO, J. D. **Estudos Sedimentológicos, Morfodinâmicos e Hidrodinâmicos na Praia do Paiva Município do Cabo de SantoAgostinho-PE.** Recife, Universidade Federal de Pernambuco, Dissertação de Mestrado,148p. 1999.

MENDES, G. P. **Sedimentologia e Morfodinâmica da Praia de Guadalupe Município de Sirinhaém-PE**. Recife, Universidade Federal de Pernambuco, Dissertação de Mestrado. 2000.

PINTO, I. M. A. **Fungos filamentosos isolados do solo e da água da Praia de Boa Viagem - Recife - PE.** Dissertação de Mestrado, Universidade Federal de Pernambuco, Recife. 1989.

SCHOENLEIN, N. C.; CORSO, C. R.; SCHOENLEIN-CRUSIUS, I. H.; SOUZA, J. I. & OLIVEIRA, L. H. S. Fungos anamorfos do solo da região dos lagos no Município de Santa Gertrudes, SP, Brasil. **Revista Brasil Bot**. 2008.

SHAUMANN, K. & PRIBE, K. Ochronis humicola causing muscular black spot disease of atlantic salmon (*Salmo solar*). **Journal of Botany.** 1994.

SHOENLEIN-CRUSIUS, I. H. **Sucessão fúngica em folhas de *Alchornea triplinerva* (spreng.) M. Arg. em ambientes aquático e terrestre, na mata Atlântica, reserva Biológica do Alto Serra de Paracipiacaba, Santo André, SP.** Tese de Doutorado, Universidade Estadual Paulista, Rio Claro. 1992.

SINSABAUGH, R. L. & ARTHUR E. L. Inhibition of the *Trichoderma viride* cellulares complex by leaf litter extracts. **Soil Biology and Biochemistry**, Oxford. 1987.

SRIDHAR, K.R. & BAERIOCHER, F. Effect of temperature on growth and survival of five aquatic Hyphomycetes. **Sydowia.** 1993.

STATZELL-TALLMAN, A.; BELLOCH, C. & FELL, J. W. Kwoniella mangroviensis gen.nov., sp.nov. (Tremellales, Basidiomycota), a teleomorphic yeast from mangrove habitats in the Florida Everglades and Bahamas. **FEMS Yeast Res**. 2008.

SUGUIO, K., MARTIN, L., BITTENCOURT, A.C.S.P., DOMINGUEZ, J.M.L., FLEXOR, J.M., AZEVEDO, A.E.G. 'Flutuações do nível relativo do mar durante o Quaternário Superior ao longo do litoral brasileiro e suas implicações na sedimentação costeira', **Revista Brasileira de Geociências**, v.15, n.4, p.273-286, São Paulo.1985.

WARCUP, F.H. Fungi in Soil. Pp. 51-110. In: A. Burges & F. Raw (eds.). **Soil Biology**, London, Academic Press. 1967.

QUALIDADE DE ÁGUA DE FONTES HÍDRICAS DO RIO PARAÍBA[1]

Viviane Farias Silva[2], Kalyne Sonale Arruda de Brito [3],

Júlia Soares Pereira [4], Aline Costa Ferreira[5]

2 Mestranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email:flordeformosur@hotmail.com **3** Mestranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email: line.brito@hotmail.com **4** Mestranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email: julia_eng@hotmail.com **5** Doutoranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email:alinecfx@yahoo.com.br

Resumo: Na região Nordeste ocorre longas estiagens que provoca a morte de animais e o deslocamento das pessoas busca da água para consumo que são compartilhadas com os animais e muitas vezes impróprias para consumo humano. Assim este trabalho foi realizado no município de Monteiro que está localizado na microrregião do Cariri Ocidental e na Mesorregião da Borborema no Estado da Paraíba, com o objetivo de analisar a qualidade das águas superficiais e sub- superficiais que pertencem à bacia hidrográfica do Rio Paraíba região do Alto Paraíba, verificando a potabilidade da água. Foram coletadas 27 amostras de água em fontes naturais superficiais, como açudes e corrente; e fontes sub-superficiais, como poços amazonas. A partir dos resultados obtidos das análises das amostras coletadas pode-se concluir que das 27 fontes hídricas verificadas apenas a amostra 16 apresentou alteração em seus valores sendo assim considerada inadequada para consumo humano podendo ocasionar risco a saúde caso seja ingerida, tendo assim que ser monitorada e avaliada a razão de modificação em seus parâmetros. As demais amostras estão dentro do padrão de potabilidade conforme a Portaria Ministério da Saúde n° 2914/20011.

Palavras-chave: Análise de corpos hídricos; consumo de água; água potável.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural que possui a capacidade de renovação através do ciclo hidrológico, porém está ocorrendo um déficit na qualidade sendo agravada pelo aumento da população e ausência de políticas públicas que visem preservar este recurso. Algumas doenças como cólera, diarreia aguda, verminoses, entre outras, estão diretamente ligadas à qualidade da água podendo ocasionar a morte de muitas pessoas. De acordo com Merten e Minella (2002) no Brasil, esse problema não é diferente, uma

[1] Trabalho extraído da tese de Josinaldo Xavier Medeiros apresentada ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Agrícola, Centro de Tecnologia e Recursos Naturais (CTRN) da Universidade Federal de Campina Grande.

vez que os registros do Sistema Único de Saúde (SUS) mostram que 80% das internações hospitalares do país são devidas a doenças de veiculação hídrica, ou seja, doenças que ocorrem devido à qualidade imprópria da água para consumo humano.

Lima e Chaves (2008) afirma que a qualidade da água refere-se a sua adaptabilidade para determinado uso, isto é de suas características físicas, químicas e microbiológicas são adequadas às necessidades do usuário, e de um modo geral depende das condições geológicas, geomorfológicas e de cobertura vegetal da bacia de drenagem, do comportamento dos ecossistemas terrestres e de água doces e das ações do homem, dentre as quais se destaca o lançamento de cargas nos sistemas hídricos; a alteração do uso do solo rural, urbano e modificações no sistema hídrico.

O Nordeste é uma região que possuem solos rasos e pedregosos, além de irregulares pluviosidades. A seca é um desastre natural que ocorre com frequência no Nordeste e que há muito tempo tem sido estudado formas de mitigar esse fenômeno a fim de manter as populações na região. Assim atualmente existem diversas técnicas de captação e armazenamento de água com intuito de aproveitar a água da chuva e minimizar os impactos causados na época da seca.

Integrante do semiárido nordestino o Estado da Paraíba está enquadrada nesse contexto nordestino, onde se encontra situada à bacia hidrográfica do Rio Paraíba que em épocas de estiagem ocorre à redução expressiva de disponibilidade das águas superficiais e subterrâneas.

Nesse contexto o objetivo deste trabalho foi analisar a qualidade de águas superficiais e sub- superficiais que pertencem à bacia hidrográfica do Rio Paraíba região do Alto Paraíba, verificando a potabilidade da água.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi realizada no município de Monteiro que está localizado na Microrregião do Cariri Ocidental e na Mesorregião da Borborema no Estado da Paraíba. Sua área é de 986 km², correspondendo a 1,74% do Estado, 0,063% da região Nordeste e 0,011% do território brasileiro. Situa-se a uma altitude de 599 m, distando 263 km de João Pessoa. O acesso é realizado pelas rodovias BR 230 e 412. Está inserido nas Folhas SUDENE de Prata, Sertânea e Pesqueira na escala de 1:100.000 (IBGE, 2006).

As águas superficiais são encontradas nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Paraíba, região do Alto Paraíba. Os principais tributários são: o Rio Monteiro e os riachos: Santa Catarina, Urucu, Jatobá, Laje Vermelha, da Caiçara, do Mocó, do Fradinho, do Mamoeiro, do Amaro, dos Guedes, do Mulungu, do Tingui, do Catolé, Verde, Baixa do Sílvio, do Pau Ferro, João Mendes, Lagoa Grande, do Angico, do Jabitacá, da Várzea Limpa, da Pitangueira, Mão Beijada e da Quixaba.

Os principais corpos de acumulação são: o açude Poções (29.861.560m^3), do Angiquinho, Pau d'Arco, Público do Estado, Tanques, Barra Verde, Camaleão, São Domingos, Mata Verde, da Bonita, da Malhada, Quixabeira e do Teodósio, além da lagoa da Barriguda. Apresentam regime de fluxo intermitente e padrão de drenagem dendrítico.

Na Figura 1, percebe-se a distribuição do número de pontos georreferenciados de coleta das amostras de água do município de Monteiro. Verifica-se que a distribuição desses pontos indica que as águas de drenagem tendem a seguir para a área central do município.

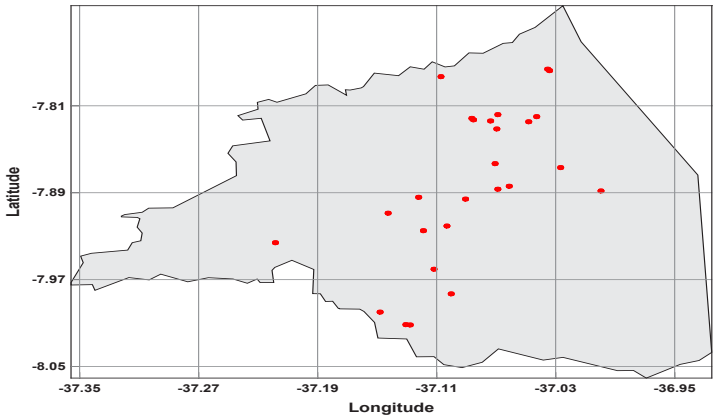


Figura 1. Mapa das fontes de coleta de água do município de Monteiro.

As amostras de água foram coletadas com um equipamento denominado coletor Falcão, confeccionado em tubo de PVC rígido branco PN 20, com diâmetro de 100 mm e comprimento de 600 mm, usando-se cápsula para vedação, perfurado com brocas de 10 mm em uma das extremidades, com um orifício de 20 mm inferior, para proceder à descarga de água na garrafa, através de um funil. Nas fontes superficiais a sonda multiparâmetro foi colocada diretamente na água, visando obter dados em diferentes profundidades, isto é, caracterizando o perfil da água do reservatório. As águas foram

acondicionadas em garrafas plásticas, previamente lavadas e enxaguadas no momento da coleta, as quais foram totalmente cheias e vedadas.

Na Tabela 1 percebem-se as coordenadas geográficas e altitude das amostras de água do município de Monteiro. Foram coletadas 27 amostras de água em fontes naturais superficiais, como açudes e corrente; e fontes sub-superficiais, como poços amazonas. Para a realização das coletas de água a equipe de pesquisadores foi sempre acompanhada por um representante do município (Secretário Municipal de Agricultura ou Presidente da Associação de Produtores Rurais).

Tabela1- Georreferenciamento dos Pontos para o Município de Monteiro.

Nº	Altitude (m)	Latitude Sul			Longitude Oeste		
		grau	min	seg	grau	min	seg
1	641	7	49	5,1	37	4	7,8
2	635	7	49	26,1	37	4	25,3
3	623	7	49	52,6	37	4	10,3
4	648	7	56	9,5	37	13	6
5	627	7	54	31,6	37	8	33,3
6	625	7	53	39	37	7	19,4
7	259	7	55	14,2	37	6	11
8	616	7	53	44,9	37	5	25,9
9	597	7	53	12,2	37	4	7,8
10	591	7	53	2,3	37	3	40,2
11	598	7	51	47,5	37	4	14,4
12	610	7	49	22,4	37	5	6,6
13	657	7	43	20,5	37	5	28
14	596	7	46	34,4	37	2	7,1
15	596	7	46	39,3	37	2	2,6
16	667	7	46	59,3	37	6	25,4
17	664	7	49	17,6	37	5	10,7
18	666	7	49	28,7	37	2	53,1
19	617	7	49	11,8	37	2	33,8
20	577	7	53	18	36	59	58,2
21	580	7	52	0,6	37	1	35,8
22	630	7	55	29,7	37	7	7,9
23	638	7	57	37,3	37	6	42,2
24	642	7	58	59	37	6	0,6
25	677	8	0	42	37	7	39,8
26	680	8	0	41	37	7	50,4
27	687	7	59	59,4	37	8	52,7

As garrafas com as amostras de água foram encaminhadas ao Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), onde foram analisadas de acordo com suas características físico-químicas, determinando-se os

sólidos totais dissolvidos (STD) e a Dureza(D) parâmetros que fazem parte do padrão organoléptico de potabilidade.

Para o enquadramento da água para consumo humano foi utilizada a Portaria nº 2914 do Ministério da Saúde de 12/12/2011 para determinar o padrão de potabilidade da água.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da qualidade das águas superficiais e sub-superficiais da sub-bacia hidrográfica do alto curso do rio Paraíba, foram apresentados na Tabela 2 e discutidos quanto ao padrão organoléptico de potabilidade e os tipos de fontes.

Tabela 2 - Índices de qualidade da água da nascente do Riacho das Piabas(PB) .

FONTES	D(mgL^{-1})	STD (mgL^{-1})	Fonte de água
1	81,00	89,60	AÇUDE
2	162,00	390,40	AÇUDE
3	81,00	141,44	AÇUDE
4	149,50	268,80	AÇUDE
5	32,50	46,72	AÇUDE
6	199,50	288,00	AÇUDE
7	130,00	281,60	AÇUDE
8	390,00	652,80	CORRENTE
9	108,00	256,00	AÇUDE
10	162,50	192,00	POÇO
11	58,50	90,88	AÇUDE
12	29,50	71,68	AÇUDE
13	258,50	595,2	AÇUDE
14	162,50	310,4	AÇUDE
15	75,00	96,00	AÇUDE
16	682,00	2208,00	AÇUDE
17	287,50	646,40	POÇO
18	107,50	153,60	AÇUDE
19	66,00	102,40	AÇUDE
20	157,00	320,00	AÇUDE
21	27,50	36,48	AÇUDE
22	83,00	116,48	AÇUDE
23	75,00	121,60	AÇUDE
24	41,00	62,08	AÇUDE
25	64,50	79,36	AÇUDE
26	42,00	66,56	AÇUDE
27	72,50	110,08	AÇUDE

A Portaria nº2914/2011 do Ministério da Saúde que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de

potabilidade, recomenda que o valor máximo permitido (VMP) do parâmetro organoléptico Dureza(D) seja de 500mgL-¹ e de Sólidos Totais Dissolvidos(STD) com VMP de 1000 mgL-¹, das 27 amostras analisadas apenas a amostra 16 possui um valor acima do permissível com 682 mgL-¹ de Dureza e apresenta valor de Sólidos Totais Dissolvidos de 2208 mgL-¹ estando o valor encontrado mais que o dobro do máximo permitido.

Assim a amostra 16 houve uma alteração no valor encontrado em seus parâmetros analisados não estando em conformidade com a Portaria nº2914/2011 do Ministério da Saúde. Desse modo apenas essa fonte hídrica não é recomendada pelos parâmetros avaliados para consumo humano, pois não se enquadra dentro dos padrões exigidos de potabilidade.

Dos 27 corpos hídricos onde foram coletadas as amostras de água de açudes, poços e corrente se evidenciando pela quantidade os açudes com 88,9 % enquanto os poços com 7,4% e com 3,7% corrente como pode perceber no Gráfico 1.

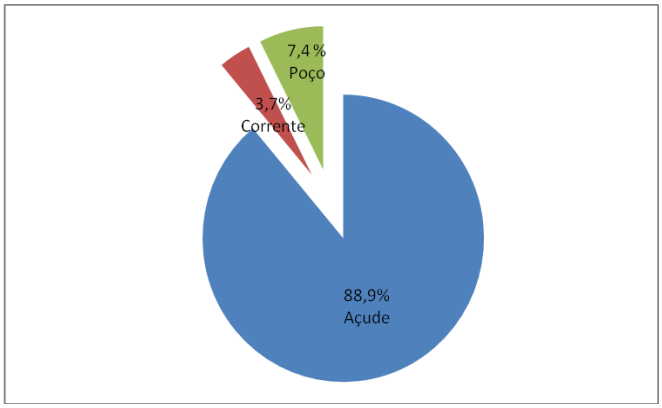


Gráfico 1. Tipos de fontes analisadas no município de Monteiro.

A fonte referente à amostra 16 é um açude, sendo não recomendada para consumo podendo colocar em risco a saúde de quem consumir devido à ausência de qualidade da água.

CONCLUSÕES

1. A partir dos resultados obtidos das análises das amostras coletadas pode-se concluir que das 27 fontes hídricas verificadas apenas a amostra 16 apresentou alteração em seus valores sendo assim considerada inadequada para consumo humano podendo ocasionar risco a saúde caso seja ingerida, tendo assim que ser monitorada e avaliada a razão de modificação em seus parâmetros.

2. As demais amostras estão dentro do padrão de potabilidade conforme a Portaria Ministério da Saúde n°2914/20011.

REFERÊNCIAS

ANDRADE PINTO, L.V.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; FERREIRA, E. Estudo

AYERS, R.S; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. "Water Quality for Agriculture". FAO. Tradução Gheyi. H. R. & Medeiros, J.F de, UFPB.Campina Grande- PB, 217p. 1991.

AYERS, R.S; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Estudos, irrigação e drenagem, 29. Revisado 1° 2° edição. Tradução Gheyi. H. R. & Medeiros, J.F de, UFPB.Campina Grande- PB, 153p. 1999.

Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Portaria MS n.º 2914/2011/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação- Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2012.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003**. São Paulo: CETESB, 2004. 273p.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem.** São Paulo,2008:41 p.(série relatórios).

Congresso Florestal Brasileiro, Olinda, **Revista Silvicultura**, v.41, p.59-62, 1986.

das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, M.G.; **Scientia Forestalis**, nº65, p.197-206, 2004.

LIMA, W. de P. O Papel Hidrológico da Floresta na Proteção dos Recursos Hídricos. I

LINSLEY, R.K..; FRANZINI, J.B. **Engenharia de recurso hídricos**. Mc Graw-Hill do Brasil, 1978, 798p.

MOLLE,F. e CADIER, E. (1992). **Manual do Pequeno Açude**.SUDENE/ORSTOM/TAPI, 523 p.

SOUSA, V. G. **Diagnóstico e prognóstico socioeconômico e ambiental das nascentes do Riacho das Piabas (PB)**. Campina Grande, 2010. Pg 125.

A EFETIVAÇÃO DO DIREITO FUNDAMENTAL À ÁGUA NO SEMIÁRIDO

Wagner José de Aguiar[1]
Licenciando em Ciências Biológicas e pesquisador do Grupo de Gestão Ambiental de Pernambuco (Gampe), Universidade Federal Rural de Pernambuco (UFRPE).
Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n. Dois Irmãos, Recife/PE.
E-mail: wagner.wja@gmail.com

Fernando Joaquim Ferreira Maia[2]
Professor adjunto da UFRPE. E-mail: fjmaia3@gmail.com

Soraya Giovanetti El-Deir[3]
Professora adjunta da UFRPE. E-mail: sorayaeldeir@pq.cnpq.br

Resumo

Pretende-se analisar a efetividade do direito fundamental à água pelas comunidades rurais do semiárido brasileiro, por meio de alicerce teórico-empírico do estudo, levantamento e estudo bibliográfico dentro de diferentes linhas de investigação,com interpretação crítica, multi e transdisciplinar. Pode-se ratificar que a problemática do acesso à água no semiárido deriva da causalidade majoritariamente política e ideológica, em que interesses e ações são delimitados pelo modelo mercadológico de gestão ambiental, no qual a garantia do acesso água tem sido mais uma prestação de serviço do que o cumprimento de um princípio constitucional, e que respalda o direito ambiental. Nesse aspecto, faz-se fundamental refletir sobre o grau de coerência das políticas nacionais e estaduais com os princípios trazidos na constituição. Ao analisar-se as medidas buscadas para assegurar o acesso à água, concluiu-se que estas merecem passar um imediato processo de reinvenção, em que a sociedade seja protagonista, seja pela via da reelaboração dos instrumentos tecnológicos ou pela via dos instrumentos econômicos, em que políticas sociais assistencialistas sejam ressignificadas em políticas públicas que fomentem o empoderamento das comunidades rurais e assegurem o direito à água como condição essencial à sobrevivência humana.

Palavras-chave: recursos hídricos, semiárido, direito ambiental.

INTRODUÇÃO

A água é um dos recursos mais fundamentais para a subsistência humana, porém, em função do crescimento demográfico dessa população, tem sido exponencial o aumento da demanda por consumo e, ao mesmo tempo, a depredação dos mananciais, o que tem tornado a disponibilidade hídrica como um fator limitante para a sobrevivência sadia, sobretudo em localidades que, ao apresentarem determinadas peculiaridades ambientais que se conjugam aos resultados das ações antrópicas degradantes, intensificando ainda mais a escassez hídrica, característica do semiárido brasileiro.

De acordo o PAN-Brasil (2004), a região semiárida brasileira compreende partes de 9 Estados, abrange uma área de 974.752 km^2 , sendo a maior parte das terras está situada na região Nordeste. Em termos de condicionantes ambientais, observam-se na região as seguintes características: alta radiação solar, baixa nebulosidade, altas temperaturas médias anuais (raramente superando os 40°C, mas variando conforme a altitude e o horário do dia), baixas taxas de umidade relativa, evapotranspiração potencialmente elevada e precipitações irregulares, além de ser uma região propensa a fenômenos como secas e cheias (ROLIM NETO et al., 2012, p.120). Essas peculiaridades, em consonância com a introdução de práticas econômicas e de tratos culturais inadequados aos ecossistemas locais, têm refletido significativamente na disponibilidade da água enquanto um bem essencial.

Esse processo, por sua vez, tem alertado a sociedade e a gestão pública no tocante à conservação da água ainda existente na região e, nessa dinâmica, os mecanismos de gestão ambiental têm sido fundamentais para a administração desse recurso tão essencial que, enquanto parte do ambiente, apresenta-se como um bem ambiental, portanto, de caráter difuso. Em termos de definição para a gestão ambiental, adotamos a colocação a de Silva e Pessoa (2006, p. 2), que concebe a gestão ambiental como:

> "Atividade política voltada à formulação de princípios e diretrizes, à estruturação de sistemas gerenciais e à tomada de decisões que têm por objetivo final promover, de forma coordenada, o inventário, uso, controle, proteção e conservação do ambiente visando a atingir o objetivo estratégico do desenvolvimento sustentável".

Sendo uma atividade política, é de se esperar que haja uma densidade considerável de interesses em confronto, os quais interferem diretamente na forma como se dará esse processo. Se a gestão ambiental está focada na promoção do desenvolvimento sustentável, mediante ações devidamente integradas a partir de princípios já determinados, é importante ressalta-se como um princípio primordial a obrigatoriedade imposta ao Poder público e à sociedade civil no que se refere à garantia do meio ambiente equilibrado e à proteção dos recursos naturais (no nosso caso, dos recursos hídricos), conforme o atestado pelo Art. 225 da Constituição Federal brasileira de 1988, que dispõe sobre o direito ambiental (BRASIL, 1988).

Frente ao colocado, a água assume a condição de um direito fundamental, uma vez que, segundo Machado (2011, p. 344), "preservar e conservar a qualidade e a quantidade de água significa proteger o direito à saúde, à vida e à dignidade da pessoa humana, em face da pouca disponibilidade *versus* uma demanda crescente". Por outro lado, é extremamente visível que muitas pessoas no Brasil carecem de um abastecimento hídrico efetivo o que, diante do caráter político e ideológico da gestão ambiental, nos dá margem para questionarmos a efetividade do direito ambiental. Nesse sentido, o presente trabalho partirá de uma análise teórico-empírica acerca da problemática da água no semiárido brasileiro, sendo o foco problematizador delimitado pelos seguintes questionamentos: em que medida e de que forma tem se sido efetivada a garantia do acesso à água pelas populações do semiárido, já que esse é um direito assegurado constitucionalmente à sociedade civil brasileira?

Dessa maneira, apresenta-se como objetivo geral analisar a efetividade do direito ambiental no semiárido, no que tange ao acesso à água de boa qualidade pelas comunidades rurais. Subordinadamente a esse propósito, destaca-se como objetivo específico correlacionar dados disponíveis acerca das condições de saneamento com as dificuldades e as possibilidades possivelmente encontradas para a promoção do direito à água.

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho, de cunho teórico, resultou de uma reflexão emergente a partir dos encontros de estudo e de discussão realizados no âmbito do projeto de pesquisa "Retórica, Meio ambiente e Poder Judiciário: as ideias sobre o meio ambiente nas decisões judiciais referentes aos conflitos sobre posse e propriedade no Estado de

Pernambuco", desenvolvido pelo Grupo de Gestão Ambiental em Pernambuco – Gampe, da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Como o semiárido constitui um dos focos de atuação do grupo, buscamos investigar a efetividade do direito ambiental no semiárido, nos aproximando da problemática da água em diálogo com os nossos principais eixos de pesquisa que se articulam ao tema, vistos como os mais próximos: recursos hídricos, conflitos ambientais e responsabilidade social.

No que se refere ao desenvolvimento do trabalho, delimitou-se, inicialmente, alguns palavras-chave para procedeu-se a levantamento das bibliografias pertinentes ao foco de estudo e, com o subsídio de *sites* de busca especializados em trabalhos científicos, elencou-se os trabalhos focais ao tema, agrupando-os em categorias temáticas (conservação, direito, saneamento, tecnologias) perpassadas pelo viés ambiental. Dentro desses trabalhos, foram analisadas as definições apresentadas e alguns dados secundários. Foram estabelecidos alguns pontos de análise articulados a problematização, que possibilitasse interpretar a problemática da água a partir de diferentes perspectivas, desde os condicionantes que afetam a disponibilidade hídrica até os condicionantes sociais e políticos. Desta forma, buscou-se compreender os fatores que influenciam o reconhecimento da água como um direito fundamental e, por conseguinte, a efetividade do direito ambiental. Os resultados alcançados foram analisados sob uma visão transdisciplinar, sendo apresentados e discutidos na etapa seguinte.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diante do aprofundamento teórico-empírico na problemática da água no semiárido, foi possível uma aproximação com diferentes perspectivas de abordagem e de pensamento. Todas as obras consultadas nesse estudo enfatizam a necessidade de considerar a interferência das condições ambientais na disponibilização de água para as comunidades do semiárido, uma vez que, conforme o ressaltando anteriormente, a dinâmica geofísica da composição natural do semiárido influencia intensivamente na disponibilidade hídrica. Porém, muitos dos trabalhos rompem com a leitura cartesiana do problema, no sentido de ressaltar a dimensão política e ideológica que marca a historicidade da escassez de água, sendo esse o nosso foco de maior interesse.

No que tange à disposição hídrica dos recursos, trabalhos como o de Cirilo, Montenegro e Campos (2010, p. 83), reforçam a pobreza do semiárido no se refere ao

escoamento de água dos rios, onde é visível a predominância de solos rasos baseados sobre rochas cristalinas o que, consequentemente, faz com que sejam baixas trocas de água entre o rio e o solo adjacente. O resultado é a existência de densa rede de rios intermitentes, com poucos rios perenes e destaque para os rios São Francisco e Parnaíba. Em termos de água subterrânea, Cirilo (2008) destaca que mais de 80% é constituído por rochas cristalinas, há predominância de águas com teor elevado de sais captadas em poços de baixa vazão, da ordem de 1 m^3/h. É o caso de Ibimirim município localizado na mesorregião do Estado de Pernambuco (mais especificamente, no sertão do Moxotó), o qual possui uma população de aproximadamente 22 mil habitantes e que apresenta um dos mais baixos IDHM do estado, estando na posição de 167º no *rank* estadual (PNUD, 2010).

Destaca-se o exemplo acima pelo fato de ser uma das localidades alvo dos projetos e das ações desenvolvidas pelo Gampe desde 2009, no âmbito da extensão rural, assim como de ações governamentais focadas, que formam o Programa Integrado de Desenvolvimento Local (PIDL). Conforme a Companhia de Pesquisa de Recursos Minerais (CPRM, 2005), as fontes subterrâneas de abastecimento respondem por diversos usos, sendo 32% destinados ao uso comunitário e 68% para uso particular. Estes dados representam uma disparidade significativa. O princípio dessa realidade está atrelado à negligência do *Princípio do Uso Prioritário* determinado no âmbito da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei nº 9.433/1997). Segundo a recomendação do Princípio, "em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e a dessedentação de animais" (Art. 1, inciso III). No entanto, há de convir que nem sempre o que encontra estabelecido legislativamente no âmbito federal é aplicado no poder público local. Além disso, a própria Constituição Federal (BRASIL, 1988) se contradiz quando ela restringe a competência de gestão dos recursos hídricos aos Estados (Art. 26) e à União (Art. 20) e, ao mesmo tempo, incumbe os municípios de legislar sobre assuntos de interesse local (Art. 30, inciso I). O resultado disso tem sido a ineficácia de muitas das gestões públicas locais no tocante à promoção do saneamento básico, o que tem contribuído significativamente para o agravamento da pobreza nas comunidades já vulneráveis e, paradoxalmente, para o usufruto monopolizado de um bem que deveria ser público, instituindo assim uma realidade impregnada pela injustiça ambiental.

Outro impasse, ainda no campo da legislação, estaria associado à contradição entre a concepção da água como um direito fundamental e como um bem econômico. A Política Nacional de Recursos Hídricos reconhece a água como um "recurso natural limitado, dotado de valor econômico" (Art.1, inciso II). A partir dessa concepção, a maior das políticas públicas estaduais tem incidido sobre essa "valoração econômica", respaldando a prática da cobrança pelo fornecimento da água e da suspensão deste nos casos de indisciplina nos pagamentos. Defrontada com a concepção da água como um direito fundamental, a suspensão do fornecimento e abastecimento para consumo humano deve ser considerada inconstitucional (GOMES, 2011). No entanto, ressalta-se a dimensão ideológica e política da gestão dos recursos hídricos o que, perante uma sociedade ingênua e desarticulada politicamente, favorece o prevalecimento da corrupção sobre a dignidade humana. O que deveria ser um "bem público", com acesso democrático e disciplinado pelos cidadãos, em muitos casos apresenta feição de "bem privado", sendo desfrutado por um pequeno público que melhor paga, sem haver a mínima atenção com as comunidades com baixo poder aquisitivo, como é o caso de grande parte das populações rurais do semiárido.

Por muitos anos, os governos locais tenham se concentrado em implementar atividades de combate à seca, tais como Frentes de Emergência, ações de combate a seca, distribuição de água via carros-pipa, dentre outros, na crença de que as secas eram catástrofes ambientais (MEDEIROS et al., 2010, p.7). Entretanto muitas das ações não atendiam as populações rurais de modo efetivo e contínuo, uma vez que os programas de combate à seca privilegiaram a construção de grandes reservatórios, inadequados ao armazenamento de água, por causa das altas temperaturas da região. Foi o caso do programa de açudes em que, a depender do perfil da demanda, vislumbravam-se açudes de diferentes portes – *grande açudagem*, para a demanda concentrada, e *pequena açudagem,* para a demanda difusa – estando expostos a perdas variadas e significativas de água (CAMPOS, 2012). Outra política adotada foi o *Programa Um Milhão de Cisternas rurais (P1MC)*, idealizado pela ASA Brasil e iniciado em 2001 por meio de um acordo com a Agência Nacional das Águas (ANA). Até 13 de junho de 2011, o programa atingira 336.637 unidades (*Ibid*, p. 273), o que equivale um pouco mais de um terço da meta almejada. De certa forma, não podemos ignorar a contribuição das ONGs para a garantia do acesso à água pelas comunidades rurais do semiárido; no entanto,

acreditamos que a problemática da água deve ser analisada e trabalhada por diferentes caminhos, engajando diferentes atores e propostas de ação. Essa linha de pensamento estará mais clara na etapa adiante.

CONCLUSÃO

A efetividade do direito ambiental no semiárido, no que corresponde ao acesso à água, constitui um ponto a ser levado para o campo das discussões públicas que envolvam a participação da sociedade civil e a representação equitativa dos interesses de todos os envolvidos na problemática. O que se tem instituído, no decorrer histórico, é uma lógica mercadológica, que vem configurando um bem público como um bem privado e, os poucos investimentos direcionados para a amenização da questão água tem sido conduzidos de maneira vertical, pontual, individualista e excludente, mantendo as populações rurais do semiárido imersas permanentemente num processo de penúria cidadã e moral, com pouca valorização para a formação da sua consciência crítica e da sua atitude cidadã e política. Diante da complexidade da questão, defende-se que a amenização do problema não se efetivará apenas por meio de soluções isoladas, mas pela consolidação das potencialidades inerentes aos instrumentos de gestão ambiental. No âmbito dos instrumentos tecnológicos e de controle, faz-se necessário que, além de avanços na quantidade das tecnologias difundidas, se invista em políticas voltadas á capacitação de agentes locais, que possam tornar-se aptos ao manejo dessas tecnologias e monitorar a eficiência destas. No âmbito dos instrumentos econômicos, julga-se como imprescindível uma releitura das políticas sociais que, há anos, vem fomentando o assistencialismo em boa parte das comunidades do semiárido através da distribuição de dinheiro em formas de bolsas. Políticas como essas têm sido pouco eficientes no intento da melhoria social e, diante disso, acredita-se que um redirecionamento dos fundos destinados a essas políticas para o financiamento de uma rede de captação, de armazenamento e de distribuição de água a custo zero para as populações carentes poderia ser uma via para a efetividade na garantia do acesso à água, acompanhada de uma mudança global, que permeie todas as tangentes do direito à vida, inclusive a do direito ambiental.

REFERÊNCIAS

BRASIL. **Constituição da República Federativa do Brasil.** Brasília: Senado Federal, 1988.

BRASIL. **Lei n. 9433**, que institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e dá outras resoluções. Diário Oficial da União, 08 jan. 1997.

CAMPOS, J. N. B. A evolução das políticas públicas no Nordeste. In: CENTRO DE GESTÃO E ESTUDOS ESTRATÉGICOS. **A questão da água no Nordeste**. Brasília: CGEE, 2012, p. 261-287.

CIRILO, J. A. Políticas públicas de recursos hídricos para o semi-árido. **Estudos avançados**, v. 22, n. 63, 2008.

CIRILO, J. A.; MONTENEGRO, S. M. G. L.; CAMPOS, J. N. B. A questão da água no semiárido brasileiro. In: BICUDO, C. E. DE M; TUNDISI, J. G.; SCHEUENSTUHL, M. C. B. (Org.). **Águas do Brasil:** análises estratégicas. São Paulo: Instituto de Botânica, 2010, v. 1, p. 81-91.

CPRM – Serviço Geológico do Brasil. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. Diagnóstico do município de Ibimirim, estado de Pernambuco. Recife: CPRM/PRODEEM, 2005.

GOMES, G. F. **Conflitos socioambientais e o direito à água:** aspectos jurídicos e sociais da Política Nacional de Recursos Hídricos. Rio de Janeiro, 2011. 402 f. Tese (Doutorado em Serviço Social) – Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2011.

MACHADO, R. F. Água um direito fundamental. **Revista Direito Ambiental e sociedade**, v. 1, n. 1, p. 343-366, jan./jun. 2011.

MEDEIROS, J. C.; SILVEIRA, S. M. B.; NEVES, R. S. Água e cidadania no semiárido brasileiro**:** a experiência do Programa Um Milhão de Cisternas rurais (P1MC) da ASA Brasil. **Anais.** VIII Congresso Latinoamericano de Sociología Rural, Porto de Galinhas, 2010.

PAN BRASIL – **Programa de Ação Nacional de Combate a Desertificação e Mitigação dos Efeitos da Seca.** Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 2004.

PNUD - Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento. **PE mira gestão escolar para elevar IDH.** Disponível em: <http://www.pnud.org.br/educacao/reportagens/index.php?id01=1938&lay=ecu>. Acesso em: 12 set. 2010.

ROLIM NETO, F. C.; et al. A terra como elemento para a conservação pela extensão rural. In: EL-DEIR, S. G. (Org.) **Educação Ambiental no semiárido:** propostas metodológicas de extensão rural. Recife: Edufrpe, 2012, p. 107-125.

SILVA, M. R.; PESSOA, Z. S. **Educação como instrumento de gestão ambiental numa perspectiva transdisciplinar.** Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz (ESALQ), Universidade de São Paulo, 2006.

APROVEITAMENTO DA PRECIPITAÇÃO PLUVIAL PARA FINS ENERGÉTICOS

Wanda Tathyana Castro Silva[1], Ronabson Cardoso Fernandes[2],

Viviane Assis Chaves de Carvalho[3]

[1]Graduanda em Meteorologia, ICAT, UFAL (wandatathynha@gmail.com)

[2]Doutorando em Ciências Climáticas, PPGCC, URFN. (ronabson@hotmail.com)

[3]Graduanda em Meteorologia, ICAT, UFAL (vivinhastar@gmail.com)

Resumo

A água é um recurso finito e indispensável à sobrevivência; no entanto, a gestão dos recursos hídricos tem muito a evoluir de forma a atingir um uso mais racional e menos impactante à natureza. Este trabalho se propõe a avaliar diante dos últimos cenários do setor energético brasileiro, o aproveitamento da energia potencial das precipitações pluviais em edificações, devendo promover seu uso sustentável para que se estabeleçam ações articuladas e integradas que garantam a manutenção de sua disponibilidade em condições adequadas para as futuras gerações. Visando aliar soluções que promovam a sustentabilidade das cidades.

Palavras-chave: precipitação pluvial, prédios, sustentabilidade.

Abstract

Water is a finite resource and essential for survival, however, the management of water resources has a lot to evolve in order to achieve a more rational and less harmful to nature. This study aims to evaluate scenarios before the last of the Brazilian energy sector, harnessing the energy potential of rainfall in buildings and should promote its sustainable use in order to establish integrated and coordinated actions to ensure the maintenance of its availability in adequate conditions for future generations. Aiming to combine solutions that promote the sustainability of cities.

Keywords: rainfall, buildings, sustainability

INTRODUÇÃO

O uso eficiente da água em todos os tipos de edificações está relacionado diretamente com à utilização deste recurso finito para diversos fins, mas no presente trabalho o foco é a geração de energia utilizando o aproveitamento da precipitação pluvial.

Atualmente, muitas cidades estão estabelecendo medidas que induzam a utilização de fontes alternativas para captação de água nas novas edificações. No estado do Paraná, o município de Curitiba foi à localidade que iniciou o processo de utilização da água pluvial, com a formação do PURAE (Programa de Conservação e Uso Racional da Água nas Edificações) em 2003, através da Lei Nº 10.785, em 18/09/2003.

A coleta da água pluvial na área urbana inicia-se através das calhas das edificações. A precipitação, ao tocar no telhado, é escoada para as calhas, que irão conduzir até os condutores verticais, que conduziram até os reservatórios inferiores. Um sistema simplificado de coleta consiste de uma área de captação (água coletada em telhados, áreas pavimentadas ou a superfície do solo) e um meio de distribuição, que opera por gravidade. A quantidade de água coletada irá depender do tamanho do telhado da edificação, enfim quanto maior for à quantidade de água que irá escoar maior será a geração de energia e implica em uma economia anual de energia considerada.

Em países industrializados, como a Alemanha, a população e as autoridades públicas estão apoiando ativamente o aproveitamento de água de chuva. Além disso, o governo alemão está participando com apoio financeiro, oferecendo financiamentos para a construção de sistemas de captação de água pluvial, incentivando assim a economia de água potável para suprir as futuras populações e novas indústrias, conservando as águas subterrâneas que são utilizadas como fontes de recurso hídrico em muitas cidades do país (GROUP RAINDROPS, 2002).

Segundo Tomaz (2001a), especialistas acredita que até o ano de 2010, um percentual de 15% de toda água utilizada na Europa seja proveniente de aproveitamento de água de chuva.

No Brasil, até aproximadamente 20 anos atrás existiam poucas experiências de aproveitamento de água pluvial. Hoje, já existe no país a Associação Brasileira de Manejo e Captação de Água de Chuva, que é responsável por divulgar estudos e

pesquisas, reunir equipamentos, instrumentos e serviços sobre o assunto (ACBMAC, 2007).

Nesta época em que se ressalta a necessidade da conservação da água, é preciso buscar medidas e soluções sustentáveis que venham contribuir com o uso racional da água. Entre essas soluções sustentáveis, destacam-se as técnicas de aproveitamento de água pluvial. Portanto, o objetivo desse trabalho foi de idealizar o aproveitamento da precipitação pluvial para fins energéticos.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a simulação da quantidade disponível de energia num prédio de diferentes alturas e área, em diferentes isoietas:

A energia potencial acumulada foi calculada a partir da equação (1)

$$W=m.g.(h_1-h_0) \qquad (1)$$

Onde, E é a energia (J=Joule), m é a massa (kg), g é a aceleração da gravidade (9,8m/s²), e h_1 e h_0 correspondem à altura(m) do prédio e altura de referência, respectivamente.

A massa calculou-se pela equação (2)

$$m=d.V \qquad (2)$$

Onde, m é a massa (kg), d é a densidade (kg/m³) que tem o valor de 1000kg/m³ e V é o volume (m³)

O volume total pode ser encontrado pela equação (3)

$$V= A. Prec/1000 \qquad (3)$$

Sabendo-se que V é o volume (m³), A é a área (m²) e Prec é a altura pluviométrica (mm/m²) num certo tempo;

Ressaltando que 1mm/m²vale 1litro/m², e 1 litro=1kg.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diante de novos desafios para futuras construções habitacionais tornando-as sustentáveis, em várias regiões, os prédios já utilizam as águas pluviais para a população. Com isso, outro lado, tanto a precipitação quanto as alturas prediais podem ser aproveitados para a produção de energia elétrica.

Para a **Tabela 1**, nota-se que é possível utilizar a precipitação pluvial para fins energéticos. Um prédio de 50m de altura e com uma área de 500 m², numa região onde as alturas pluviométricas estão em torno de 1000 mm/ano, pode gerar 2.231 MWh/ano, com o rendimento do gerador de 40%. Ainda, quanto maior a altura dos prédios e das alturas pluviométricas contribuirá para o fornecimento de mais energia elétrica para o sistema. Pode ser constatado que um prédio com uma altura de 200m, com uma área superficial de 1000 m², numa isoieta de 1.500mm/ano, pode gerar cerca de 26.777,5 MWh/ano. Ou seja, diante dos desafios das energias alternativas mundiais, o aproveitamento energético das precipitações pluviais nas regiões metropolitanas, disponibilizando o excesso energético para a rede de energia.

Tabela 1 – Simulação da potência energética contida de acordo com a altura (m), área (m²), precipitação anual (mm/ano) e potência elétrica útil (MWh/ano), respectivamente:

Altura (m)	**Área (m²)**	**Prec. (mm/ano)**	**Potência (MWh/ano)**	**Economia (R$/ano)**
50	500	1.000	2.231,5	$1{,}1 * 10^6$
100	500	1.000	4.462,9	$2{,}2 * 10^6$
150	500	1.000	6.694,4	$3{,}3 * 10^6$
200	500	1.000	8.925,8	$4{,}4 * 10^6$
50	1.000	1.500	6.694,4	$3{,}3 * 10^6$
100	1.000	1.500	13.388,8	$6{,}6 * 10^6$
150	1.000	1.500	20.083,2	$10 * 10^6$
200	1.000	1.500	26.777,5	$13 * 10^6$

E essa proximidade dessas fontes gerados de energia evita de se construir torres de energia, pois, as próprias linhas dos postes podem ser aproveitadas minimizando os custos. Na Tabela 1 acima para se estabelecer a economia por ano foi utilizado o valor 1 KWh que representa o valor de R$ 0,50 cobrado pela Eletrobras Distribuição de Alagoas pelos serviços prestados, assim pode-se perceber que a economia de energia anual é de milhões, assim a utilização de precipitação pluvial traz vários benefícios e tem-se que investir o máximo e assim tornar os prédios auto-suficientes e sustentáveis, contribuindo para construção de novas usinas hidrelétricas.

Além disso, essa energia elétrica que não foi consumida pelo o prédio, o excesso energético, pode ser vendida para as empresas elétricas, assim dessa forma, pode gerar lucro fora o que se já economizou.

CONCLUSÃO

Diante dos últimos cenários energéticos brasileiros, o aproveitamento da precipitação pluvial para fins energéticos vem a contribuir com disponibilidade da eletricidade tornando os prédios e as cidades sustentáveis.

A partir dos resultados encontrados, conclui-se que a captação e utilização de precipitações pluviais em regiões urbanas, para fins não potáveis, apresentam-se como uma alternativa viável.

Atualmente obras desse patamar estão ligadas à sustentabilidade e à inovação tecnológica nas construções urbanas atendendo a vários critérios de racionalização de material, redução de gasto energético, reaproveitamento de água e reciclagem de resíduos. São construções eficientes, além de inovadoras.

REFERÊNCIAS

FAMAC. Software FAMAC Motobombas Versão 3.1. Disponível em: http://www.famac.ind.br. Acessado em junho de 2007.

GROUP RAINDROPS. **Aproveitamento da Água de Chuva**. Editora Organic Trading, 1ª Edição, Curitiba, 2002.

TOMAZ, P. **A Economia de Água para Empresas e Residências – Um Estudo Atualizado sobre o Uso Racional da Água.** Navegar Editora, São Paulo, 2001a.

INFLUÊNCIA DE FOSSAS NEGRAS NA CONTAMINAÇÃO DE POÇOS SUBTERRÂNEOS NA COMUNIDADE VILA NOVA, ITAIÇABA-CEARÁ[1]

Yanna Julia Dantas de Souza[2], Jardson Álvaro Freitas Bezerra[3], Hozineide Oliveira Rolim[4], Jonathan de S. Cunha[5]

1 Artigo Acadêmico

2 Graduanda de Tecnologia em Saneamento Ambiental. Bolsista PIBIC/IFCE. E-mail: yannajulia5@gmail.com

3 Graduando de Tecnologia em Saneamento Ambiental

4. Professora IFCE. E-mail: hozineide@ifce.edu.br

4 Técnico Laboratório. E-mail: Jonathan.cunha@ifce.edu.br

Resumo: O presente trabalho tem como objetivo analisar os padrões de Potabilidade das águas de poços da Comunidade Vila Nova, Itaiçaba-Ce. O trabalho de pesquisa foi realizado no período de seis a trinta de novembro de 2012. Os valores de pH, cor aparente, turbidez, nitrito, nitrato, sólidos dissolvidos e sulfato estão dentro dos padrões estabelecidos pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde. A concentração de cloretos em todos os pontos ultrapassou o VMP estabelecido pela portaria. O valor de amônia ficou impróprio mostrando que a uma contaminação efetiva por efluentes. Todos os pontos analisados apresentaram resultados inadequados de Coliformes Termotolerantes. Os poços artesanais são a principal fonte de abastecimento na comunidade, e não é aplicado nenhum tipo de tratamento antes que a água captada seja consumida. Outro agravante é a proximidade existente entre os poços e as fossas negras das residências do bairro Vila Nova, influenciando na contaminação da água. É nítida a importância de políticas publicas que forneçam informação a comunidade a cerca da importância da proteção aos poços, que é a sua fonte de água potável, e o papel de garantir o acesso a água de qualidade indispensável para a saúde humana.

Palavras-chave: Potabilidade.

1. Introdução

A água é um requisito básico para a manutenção da qualidade de vida e a água doce é um bem naturalmente escasso, uma vez que 97,6% do total da água presente no planeta são salgadas (ANA, 2005). A falta de água potável e de esgotamento sanitário é responsável pela contração de diversas doenças e grande parte das internações hospitalares (ANA, 2005)

Sabe-se que aproximadamente 50 tipos de infecções podem ser transmitidos pelas excretas humanas. Epidemias como febre tifoide, cólera, disenteria e inúmeras doenças verminosas são transmitidas pela disposição inadequada dos esgotos (ANA, 2005).

A contaminação das águas subterrâneas deve-se a construção desordenada de poços particulares, da infiltração de excretos provenientes de fossas sépticas e redes de esgotos com manutenção deficiente, infiltração de compostos tóxicos de depósitos industriais e vertedores de lixo, além da utilização indevida de antigas cacimbas transformadas em fossas.

O município de Itaiçaba localiza-se na microrregião do litoral de Aracati, mesorregião do Jaguaribe e fica a 164 km da Capital Fortaleza. Sua população estimada pelo IBGE em 2010 é de 7 316 habitantes.

Tendo em vista a preocupação com os padrões de qualidade da água, o presente trabalho tem como objetivo analisar os padrões de Potabilidade das águas de poços da Comunidade Vila Nova, Itaiçaba-Ce.

2. Metodologia

O trabalho de pesquisa foi desenvolvido no município de Itaiçaba-Ce, no período de seis a trinta de novembro de 2012. Para a execução deste trabalho foram realizadas coletas de amostras d' água em oito poços. O procedimento de coleta, acondicionamento e preservação seguiram as recomendações estabelecidas pelo Guia de Coleta e Preservação de Amostras (CETESBE, 1997).

As amostras foram encaminhadas para o laboratório de Saneamento Ambiental-LABOSAM do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará – IFCE

Campus Limoeiro do Norte. Os métodos analíticos seguiram as recomendações do Standard Methods (APHA, 2012).



Figura 1 – Pontos de Amostragem na Comunidade Vila Nova, Itaiçaba-Ce.

Foram analisados os parâmetros pH, cor aparente, cloretos, dureza total, turbidez, ferro total, amônia, nitrito, nitrato, sólidos dissolvidos, sulfato, sódio e coliformes termotolerantes. Os resultados foram comparados com o padrão estabelecido pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde.

3. Resultados e Discussões

Os resultados obtidos nas análises estão inseridos na Tabela 1.

Tabela 1 – Resultados das Análises Físico-Químicas e Microbiológica.

	Pontos de Amostragem							
Parâmetros	**P1**	**P2**	**P3**	**P4**	**P5**	**P6**	**P7**	**P8**
pH	*6,83*	*6,59*	*6,89*	*6,79*	*6,86*	*6,68*	*6,57*	*6,52*
Cor aparente	*5,00*	*5,00*	*5,00*	*5,00*	*5,00*	*10,00*	*5,00*	*10,00*
Cloretos	*256,51*	*261,51*	*299,16*	*299,16*	*203,10*	*285,88*	*175,06*	*163,04*
Dureza Total	*234,96*	*1590,50*	*187,44*	*187,44*	*129,36*	*179,52*	*129,36*	*116,16*
Turbidez	*0,29*	*0,29*	*0,25*	*0,67*	*2,85*	*2,85*	*0,17*	*0,29*
Ferro Total	*0,00*	*0,00*	*0,00*	*0,12*	*0,00*	*0,00*	*0,00*	*0,00*
Amônia	*8,08*	*0,31*	*0,00*	*0,01*	*0,00*	*0,00*	*0,00*	*0,00*
Nitrito	*0,691*	*0,123*	*0,286*	*0,266*	*0,153*	*0,064*	*0,005*	*0,006*
Nitrato	*6,36*	*8,63*	*8,09*	*3,95*	*6,45*	*3,97*	*0,29*	*0,35*
Sólidos Dissolvidos	*816,00*	*756,00*	*774,00*	*565,00*	*976,00*	*680,00*	*391,00*	*364,00*
Sulfato	*36,66*	*54,01*	*43,58*	*31,82*	*28,09*	*17,51*	*0,00*	*0,00*
Sódio	*176,20*	*211,10*	*230,30*	*137,80*	*329,30*	*181,10*	*59,30*	*71,70*
Coliformes termotolerantes	28	3	3	3	3	3	21	*3*

Os resultados mostram que os valores de pH, cor aparente, turbidez, nitrito, nitrato, sólidos dissolvidos e sulfato estão dentro dos padrões estabelecidos pela Portaria 2914/2011 do Ministério da Saúde, de acordo com a Tabela 2.

Tabela 2 – Valores Máximos Permitidos Portaria 2914/2011

PARÂMETROS	**VMP***
pH	6,0 – 9,5
Cor Aparente	15
Cloretos	250
Dureza Total	500
Turbidez	5
Ferro total	0,3
Amônia	1,5
Nitrito	1

Nitrato	10
Sólidos dissolvidos	1000
Sulfato	250
Sódio	200
Coliformes termot.	Ausente

*Valor Máximo Permitido

De acordo com as tabelas acima, a concentração de Cloreto está acima do Valor Máximo Permitido nas amostras P1, P2, P3, P4 e P6. A região é rica em minerais, como os poços são feitos artesanalmente a água entra em contato direto com o solo e as rochas. Outro motivo de grande atenção é o contato dos poços com as fossas negras tendo em vista que uma pessoa expele na urina cerca de 6g de cloreto por dia, o que faz com que os efluentes apresentem concentrações de cloreto que ultrapassam a 15 mg/L. Os demais pontos estão dentro dos valores permitidos.

Com relação à concentração de Dureza observou-se que o ponto P2 apresenta uma concentração elevada sendo classificada como uma água dura. Essa água pode trazer implicações como o surgimento de cálculo renal. Os outros pontos estão dentro do padrão.

Nos pontos P2, P3, P5 a concentração de Sódio ultrapassou o Valor Máximo Permitido, isso demonstra um excesso de sais na água. Os outros pontos estão dentro do valor máximo permitido.

No ponto P1 o valor de Amônia ficou impróprio mostrando que a uma contaminação efetiva por efluentes. A região não possui um sistema de Tratamento de Esgoto adequado. A população ainda utiliza fossas negras que ficam localizadas a menos de meio metro dos poços contribuindo para a contaminação do lençol freático.

Todos os Pontos analisados apresentam resultados inadequados de Coliformes Termotolerantes mostrando uma grave situação da população que utiliza essa água para Consumo Humano, sem nenhuma ação preventiva, pois a Portaria 2914 exige ausência desses microrganismos tendo em vista os riscos de saúde pública porque esses microrganismos são responsáveis pela transmissão de doenças como a febre tifóide, cólera e disenteria.

6. Conclusão

Os poços artesanais são a principal fonte de abastecimento na comunidade, e não é aplicado nenhum tipo de tratamento antes que a água captada seja consumida. Outro agravante é a proximidade existente entre os poços e as fossas negras das residências do bairro Vila Nova, influenciando na contaminação da água.

Uma alternativa viável a população local, seria a substituição da fonte de abastecimento ou a implantação de fossas sépticas instaladas em lugares adequados, ou até mesmo submissão da água ao processo de desinfecção por meio da cloração.

É nítida depois do exposto acima a importância de políticas publicas que forneçam informação a comunidade a cerca da importância da proteção aos poços, que é a sua fonte de água potável, e o papel de garantir o acesso a água de qualidade indispensável para a saúde humana.

REFERÊNCIAS

APHA - American Public Health Association. Standard methods for the Examination of Water and Wastewater. 21 ed. Washington: APHA, 2012.

BRASIL. Agência Nacional de Águas (ANA). **Panorama da qualidade das águas superficiais no Brasil.** Brasília: ANA, 2005.

Guia Nacional de coleta e preservação de amostras: água, sedimento, comunidades aquáticas, e efluentes líquidos/ Companhia Ambiental de São Paulo; Organizadores: Carlos Jesus Brandão...[et. al].—São Paulo: CETESBE; Brasília: ANA 2011.

Prof. Dr. PIVELI Roque Passos. **CURSO: "QUALIDADE DAS ÁGUAS E POLUIÇÃO: ASPECTOS FÍSICO-QUÍMICOS"**.

Portaria 2914 de 12 de Dezembro de 2011 do Ministério da Saúde. Portaria de Potabilidade.

Prefeitura Municipal de Itaiçaba

BIOMASSA DA MAMONEIRA CULTIVADA COM ÁGUAS SALINAS E ADUBAÇÃO NITROGENADA

Lauriane Almeida dos Anjos Soares[1]*, Reginaldo Gomes Nobre[2],

Geovani Soares de Lima[1], Hans Raj Gheyi[3]

Resumo – A escassez de água de boa qualidade é um fator limitante para a agricultura irrigada, principalmente nas regiões áridas e semiáridas e em consequência, a utilização de águas salinas na irrigação das culturas surge como alternativa. Neste sentido, objetivou-se com esta pesquisa, avaliar os efeitos da irrigação com águas salinas e da aplicação de distintas doses de nitrogênio sobre o acúmulo de biomassa da mamoneira cv. BRS Energia, em experimento conduzido em lisímetros sob condições de campo no CCTA/UFCG. Adotou-se o delineamento em blocos inteiramente casualizados em esquema fatorial 5 x 4, testando 5 níveis de salinidade da água de irrigação - CEa (0,3; 1,2; 2,1; 3,0 e 3,9 dS m^{-1}) e 4 doses de adubação nitrogenada (70, 100, 130 e 160% da dose indicada para ensaio em lisímetro) com três repetições. A biomassa fresca da parte aérea e das folhas da mamoneira cv. BRS Energia são afetadas de forma negativa pela salinidade da água de irrigação a partir de 0,3 dSm^{-1}. A aplicação de doses crescentes de nitrogênio favorece maior acúmulo de biomassa fresca das folhas e da parte aérea. A salinidade afeta de forma linear e decrescente a biomassa fresca do caule, independentemente da dose de nitrogênio aplicada.

Palavras-chave:*Ricinus communis* L, Escassez de água, Nutrição mineral

INTRODUÇÃO

A mamoneira (*Ricinus communis* L.) é uma cultura rentável e de rápido retorno econômico. No Brasil, segundo dados da CONAB (2013), no biênio 2011-2012 foram produzidas 24,8 mil toneladas de mamona em 128,2 mil ha de área plantada, com destaque para a região Nordeste responsável por 85,88% de toda a produção nacional, sendo os seus principais estados produtores, respectivamente, a Bahia, que respondeu por 84,03% dessa receita e o Ceará, com 12,67%.

*Autor correspondente
[1]Engenheiro Agrônomo, Pós-graduando em Engenharia Agrícola CTRN/UFCG, Campina Grande- PB, laurispo@hotmail.com; geovanisoareslima@gmail.com;
[2]Engenheiro Agrônomo, D.Sc. Prof. do CCTA/UAGRA/UFCG, Pombal – PB, rgomesnobre@pq.cnpq.br;
[3]Prof. Visitante Nacional Sênior, UFRB, Cruz das Almas – BA, hans@pq.cnpq.br.

As condições edafoclimáticas e a irregularidade pluviométrica da maior parte das terras semiáridas nordestina torna imprescindível o uso de irrigação, de forma a garantir boa produção agrícola. No entanto, a irrigação tem causado alguns problemas ao meio ambiente e, dentre eles destaca-se o uso inadequado da água salina e/ou sódica que afetam a produtividade e a qualidade das culturas (GONDIM et al., 2010), induzindo redução do crescimento das plantas (OLIVEIRA et al.,2010), além do abandono de lotes de terra nos perímetros irrigados da região Nordeste brasileira (DANTAS et al., 2002).

Em função da carência hídrica, observa-se a necessidade de novas técnicas que viabilizem o uso de águas com qualidade inferior (SINGH et al., 2009). Aliado a importância do uso da irrigação, Chaves et al. (2011) apontam a adubação como sendo uma tecnologia imprescindível quando visa-se o aumento da produtividade e da rentabilidade das culturas, ressaltando o suprimento de nitrogênio, como sendo o nutriente requerido em maiores quantidades, por participar diretamente no metabolismo das plantas (TAIZ e ZEIGER, 2009). Outrossim, este nutriente pode reduzir o efeito do estresse salino sobre plantas, pois existem evidências de competição na absorção entre nitrato e cloreto, de modo que um aumento na concentração de nitrato na zona radicular pode inibir uma maior absorção de cloreto pela planta (DEL AMOR et al., 2000).

Considerando a importância da cultura da mamoneira no agronegócio regional, e da evidente necessidade do uso de águas de qualidade inferior na irrigação, objetivou-se com esta pesquisa, avaliar os efeitos da irrigação com água salina e da aplicação de doses de nitrogênio sobre o acúmulo de biomassa da mamoneira.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida entre setembro de 2011 e janeiro de 2012, em lisímetros sob condições de campo no Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Pombal, PB, usando o delineamento experimental de blocos inteiramente casualizado em esquema fatorial 5 x 4, com três repetições, cujos tratamentos consistiram de diferentes níveis de condutividade elétrica da água de irrigação - CEa (0,3; 1,2; 2,1; 3,0 e 3,9 dS m^{-1}) associado a doses de adubação nitrogenada [70; 100; 130 e 160% da indicação de adubação nitrogenada para ensaios, conforme Novais et al. (1991)].

As águas de diferentes salinidades foram obtidas mediante a adição do cloreto de sódio (NaCl) a água de abastecimento local, cuja quantidade (Q) foi determinada pela equação Q (mg L^{-1}) = CEa x 640, conforme Rhoades et al. (2000),onde CEa (dS m^{-1}) representa o valor desejado da condutividade elétrica da água.

A cultura utilizada foi à mamoneira cultivar BRS Energia, cujo material genético possui ciclo de 130 dias, frutos semi-indeiscentes, teor de óleo nas sementes em média de 48% e produtividade média de 1.800 kg ha^{-1} (SILVA et al., 2009).

Foram utilizados no experimento lisímetros plásticos de 100 L de capacidade, distribuídos em fileiras simples espaçados de 0,9 m e 0,7 m entre plantas dentro da fileira preenchidos com 2 kg de brita (número zero) a qual cobria a base e 107,8 kg de material de solo (tipo areia franca) não salino e não sódico, devidamente destorroado e proveniente do município de Pombal, PB. Os lisímetros possuíam furos na base para permitir o acompanhamento do volume drenado e estimativa do consumo de água pela cultura.

Na adubação de fundação foi aplicado 162,5 g de super fosfato simples, 12 g de K_2SO_4 e 2,5 kg (equivalente a 2,5%) de vermicomposto por lisímetro. O material de solo foi posto em capacidade de campo, usando-se as distintas águas conforme tratamentos. A adubação nitrogenada foi parcelada em cinco vezes, sendo 1/3 aplicado em fundação e os 2/3 restantes em intervalos de dez dias a partir de 25 dias após a semeadura (DAS), sendo aplicados por lisímetro no tratamento N2, 33,34 g de fosfato monoamônio (MAP) e 8,88 g de uréia.

Em 28 de setembro de 2011 realizou-se o semeio usando dez sementes por lisímetros, de forma equidistante e a 2 cm de profundidade. Aos 22 DAS realizou-se o primeiro desbaste, deixando-se apenas três plantas por lisímetro, as de melhor vigor e aos 30 e 40 DAS foram realizados novos desbastes, onde eliminou-se em cada um, uma planta por lisímetro.

Analisaram-se aos 120 DAS à biomassa fresca de folhas (FFF), de caule (FFC) e da parte aérea (FFPA) da mamoneira. Para a obtenção da biomassa fresca, o material foi pesado logo após o corte da parte aérea de todas as plantas, no período da manhã, sendo separadas as distintas partes (folhas e caule) e em seguida acondicionadas em sacos de papel e pesadas em balança de precisão.

Os dados obtidos foram avaliados mediante análise de variância pelo teste 'F' ao nível de 0,05 e 0,01 de probabilidade e nos casos de significância, realizou-se análise de regressão polinomial utilizando do software estatístico SISVAR-ESAL (FERREIRA, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ocorreu efeito significativo da interação entre os fatores estudados apenas sobre a biomassa fresca de caule, denotando que as doses de nitrogênio comportaram-se de maneira semelhante em diferentes níveis de salinidade da água utilizada na irrigação para as variáveis biomassa fresca das folhas e da parte aérea. Para os parâmetros FFF e FFPA houve efeito apenas dos fatores isolados.

A salinidade da água de irrigação afetou a biomassa fresca de folhas de mamoneira e conforme equação de regressão (Figura 1A) vê-se resposta quadrática, ocorrendo o acúmulo máximo de FFF (109,20 g) quando irrigou-se as plantas com água de CEa de 0,3 dS m^{-1} já as plantas que estavam sob CEa de 3,9 dS m^{-1} tiveram redução da FFF de 37,56 g em comparadas as irrigadas com o menor nível salino. Costa (2007) em estudos com amaranto verificou redução linear na biomassa fresca das folhas, com decréscimos na ordem de 10,16% por incremento unitário da CEa, tendo as plantas quando submetidas à CEa de 4,5 dS m^{-1} redução na FFF de 50,80% em comparação as irrigadas com água de 0,14 dS m^{-1}. O elevado teor de sais na água de irrigação tende a prejudicar o desenvolvimento das plantas, com reduções na expansão da superfície foliar e considerável diminuição de biomassa fresca e seca de folhas (HERNANDEZ et al., 1995) devido aos efeitos ósmicos e tóxicos dos sais.

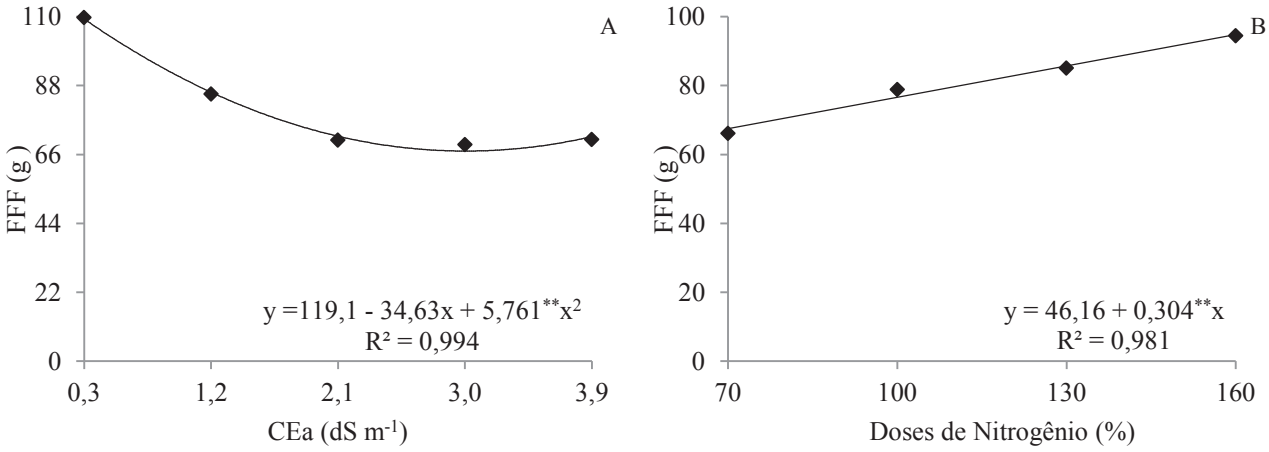


Figura 1. Biomassa fresca das folhas em função da condutividade elétrica da água de irrigação - CEa (A) e das doses de nitrogênio (B) aos 120 dias após semeadura

Em relação ao fator doses de adubação nitrogenada sobre a FFF constata-se de acordo com a análise de regressão (Figura 1B) acréscimo linear, registrando-se aumento de 19,95% da FFF por aumento de 30% das doses de nitrogênio estudada. As plantas possuíam em média uma FFF entre 94,8 e 67,4 g entre a maior dose de adubação nitrogenada (160% de N) e a menor (70% de N), respectivamente. Guedes Filho et al. (2011) avaliando o comportamento do girassol (*Helianthus annuus* L.) submetido a diferentes doses de nitrogênio (0 a 100 kg ha^{-1}), também verificaram efeito linear crescente, onde as plantas submetidas a maior dose tiveram acréscimo de 300% na da matéria fresca das folhas em comparação com a menor dose.

De acordo com as equações de regressão (Figura 2) houve efeito linear e decrescente no acúmulo de biomassa fresca de caule das plantas adubadas com 70, 100, 130 e 160% de N na ordem de 11,71; 16,21; 12,14 e 10,21% respectivamente, por aumento unitário da CEa ou seja, redução de 43,73; 61,34; 45,39 e 37,93 g na FFC das plantas irrigadas com CEa de 3,9 dS m^{-1} em relação as sob CEa de 0,3 dS m^{-1}. No entanto, as plantas quando submetidas às duas maiores doses (130 e 160% de N) apresentaram em média valores superiores de FFC quando comparadas as demais doses, quando irrigadas com CEa de 3,0 e 3,9 dS m^{-1}. Sobre condições de salinidade, há redução das massas frescas em várias espécies vegetais, provavelmente devido à diminuição da absorção de água e fotossíntese (TAIZ e ZEIGER, 2009). Santos Júnior et al. (2011) estudando o comportamento do girassol, irrigado com águas de diferentes níveis salinos (CEa de 1,7 a 11,5 dS m^{-1}) constataram que a biomassa fresca de caule sofreu reduções com o aumento da CEa.

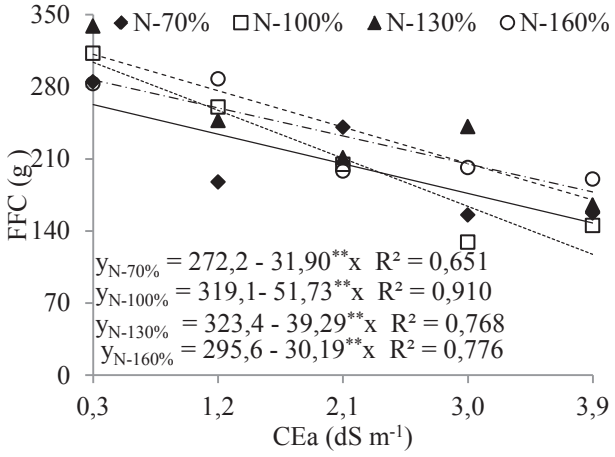


Figura 2. Biomassa fresca do caule da mamoneira em função da condutividade elétrica da água de irrigação e de doses de nitrogênio aos 120 dias após semeadura

A biomassa fresca da parte aérea foi afetada pela salinidade da água de irrigação e conforme estudo de regressão (Figura 3A), constata-se que o modelo ao qual os dados se ajustaram melhor, foi o quadrático, onde nota-se que o maior valor da FFPA (403,76 g) foi obtida quando irrigou-se as plantas com água de CEa de 0,3 dS m^{-1}, com redução de 167,38 g na FFPA quando se comparam os dados de S5 em relação a S1. Segundo Flowers (2004) a inibição do crescimento de plantas quando submetidas a águas com concentrações elevadas de sais pode ser explicada pela redução do potencial osmótico da solução do solo, resultando em uma taxa fotossintética menor e contribuindo para a redução do crescimento das espécies sob tal estresse.

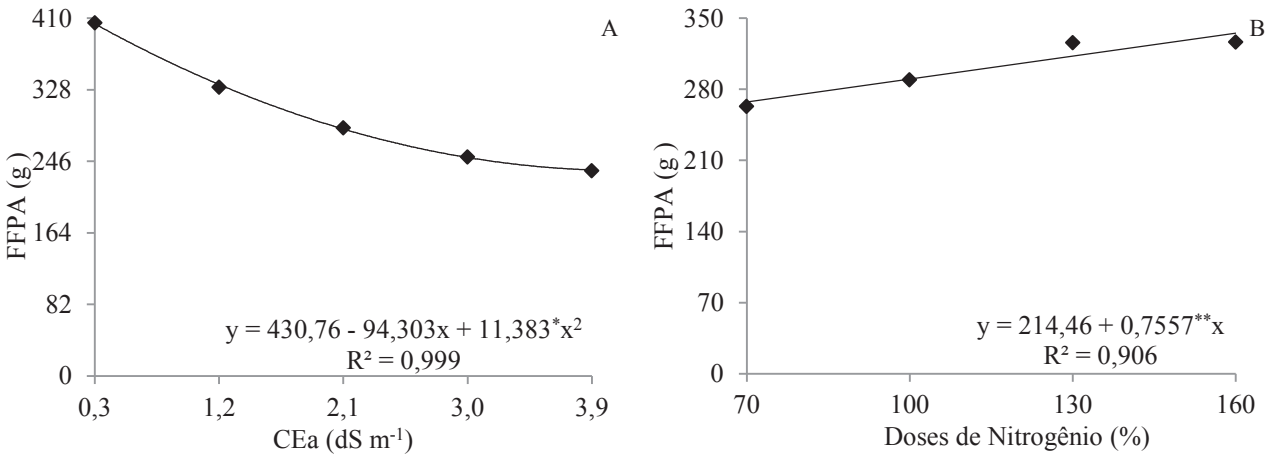


Figura 3. Biomassa fresca da parte aérea (FFPA) da mamoneira em função da condutividade elétrica da água de irrigação - CEa (A) e das doses de nitrogênio (B) aos 120 dias após semeadura

A FFPA aumentou linearmente com o incremento das doses de nitrogênio estudada se de acordo com equação de regressão (Figura 3B) houve acréscimos de 31,71% para FFPA das plantas sob 160% da dose de nitrogênio em relação a 70% de N, ou seja, incremento de 10,57% para cada aumento de 30% da dose de N estudada. Segundo Fernandes et al. (1994) doses de N adequadas às exigências da cultura favorecem a taxa de acúmulo de biomassa, visto que, um acréscimo no suprimento de N estimula o crescimento, atrasa a senescência e altera a morfologia das plantas.

CONCLUSÕES

A biomassa fresca da parte aérea e das folhas da mamoneira cv. BRS Energia são afetadas de forma negativa pela salinidade da água de irrigação a partir de 0,3 dS m^{-1}. A

aplicação de doses crescentes de nitrogênio favorece maior acúmulo de biomassa fresca da parte aérea e das folhas. A salinidade afeta de forma linear e decrescente a biomassa fresca do caule, independentemente da dose de nitrogênio aplicada.

REFERÊNCIAS

CHAVES, L.H.G.; GHEYI, H.R.; RIBEIRO, S. Consumo de água e eficiência do uso para cultivar de mamona Paraguaçu submetida à fertilização nitrogenada. **Engenharia Ambiental**, v.8, n.1, p.126-133, 2011.

CONAB -Companhia Nacional de Abastecimento. **Acompanhamento da Safra Brasileira de Grãos 2011/2012**. disponível em:<http://www.conab.gov.br>. acesso em: 22 Jan. 2013.

COSTA, D.M.A. **Impactos do estresse salino e da cobertura morta nas características químicas do solo e no desenvolvimento do amaranto**. 124 f. Tese (Doutorado em Engenharia Química) - Universidade Federal do Rio Grande do Norte. 2007.

DANTAS, J.P.; MARINHO, F.J.L.; FERREIRA, M.M.M.; AMORIM, M.S.N.; ANDRADE, S.I.O.; SALES, A.L. Avaliação de genótipos de caupi sob salinidade. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, v.6, n.3, p.425-430, 2002.

DEL AMOR, F.M.;RUIZ-SANCHEZ, M.C.; MARTINEZ, V.; CERDA, A. Gás Exchange, water relations, and ions concentrations of salt-stressed tomato and melon plants, **Journal of Plant Nutrition**, v. 23,n. 9, p. 1315-1325, 2000.

FERNANDES, F.C.S.; BUZETTI, S.; ARF, O.; ANDRADE, J.A.C. Doses, eficiência e uso de nitrogênio por seis cultivares de milho. **Revista Brasileira de Milho e Sorgo**, v. 4, n. 2, p.195-204, 2005.

FERREIRA, D. F. **SISVAR 4,6 - programa de análise estatística**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2003. 1 CD-ROM.

FLORES, P.; CARVAJAL, M.; CERDA, A.; MARTINEZ, V. Salinity and ammonium/nitrate interactions on tomato plant development, nutrition, and metabolites. **Journal of Plant Nutrition**, v.24, n.10, p.1561-1573, 2001.

FLOWERS, T.J. Improving crop salt tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n.396, p. 307-319, 2004.

GONDIM, F.A.; GOMES FILHO, E.; LACERDA, C.F.; PRISCO, J.T.; AZEVEDO NETO, A.D.; MARQUES, E. C. Pretreatment with H_2O_2 in maize seeds: Effects on germination and seedling acclimation to salt stress. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.22, p.103-112, 2010.

GUEDES FILHO, D. H.; CHAVES, L. H. G.; CAMPOS, V. B.; SANTOS JÚNIOR, J. A.; OLIVEIRA, J. T. L. Production of sunflower and biomass depending on available soil water and nitrogen levels**. Iranica Journal of Energy &Environment**, v. 2, n. 4, p. 313-319, 2011.

HERNANDES, J.A.; CAMPILLO, A.; JIMENEZ, A.; ALACON, J.J.; SEVILLA, F. Response of antioxidant systems and leaf water relations to NaCl stress in pea plants. **New Phytologist**, v.141, n.2, p.141-251.

NOVAIS, R.F.; NEVES, J.C.L.; BARROS, N.F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA A.J. **Métodos de pesquisa em fertilidade do solo**. Brasília: Embrapa-SEA. p. 189-253, 1991.

OLIVEIRA, I.R.S.; OLIVEIRA, F.N.; MEDEIROS, M.A.; TORRES, S.B.; TEIXEIRA, F.J.V. Crescimento inicial do pinhão-manso (*Jatropha curcas* L.) em função da salinidade de água de irrigação. **Revista Caatinga**, v.23, n.4, p.40-45, 2010.

RHOADES, J.D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A.M. **Uso de águas salinas para produção agrícola**. Campina Grande: UFPB. 2000, 117p. Estudos da FAO, Irrigação e Drenagem, 48.

SANTOS JÚNIOR, J. A.; GHEYI, H. R.; GUEDES FILHO, D. H.; DIAS, N. da S.; SOARES, F. A. L. Cultivo de girassol em sistema hidropônico sob diferentes níveis de salinidade. **Revista Ciência Agronômica**, v.42, p.842-849, 2011.

SILVA, S.M.S.; GHEYI, H.R.; BELTRÃO, N.E. de M.; SANTOS, J. W. dos; SOARES, F.A.L. Dotações hídricas em densidades de plantas na cultura da mamoneira cv. BRS Energia. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.4, n.36, p.338-348, 2009.

SINGH, R.B.; CHAUHAN, C.P.S.; MINHAS, P.S. Water production functions of wheat (*Triticum aestivum* L.) irrigated with saline and alkali waters using double-line source sprinkler system. **Agricultural Water Management**, v. 96, n.5, p. 736–744, 2009.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal**. 4.ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 819p.

CRUSTÁCEOS PLANCTÔNICOS NO MONITORAMENTO E MANEJO DE VINTE E DOIS RESERVATÓRIOS DE PERNAMBUCO

Leidiane Pereira Diniz[1], Viviane Lúcia dos Santos Almeida[2] & Mauro de Melo Júnior[3]
[1]Aluna bolsista PET Biologia UAST. Laboratório de Ecologia do Plâncton, Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco (LEPLANC/UAST/UFRPE), Fazenda Saco, s/n, Caixa Postal 063, Serra Talhada - PE. CEP: 56903-970. E-mail: leidianeediniz@gmail.com; [2]Docente da Universidade de Pernambuco (UPE), Campus Mata Norte. Rua Amaro Maltez, 201, Centro, Nazaré da Mata - PE. CEP: 55800-000. E-mail: vls.almeida@yahoo.com.br; [3]Docente da UAST/UFRPE. E-mail: mmelojunior@gmail.com.

Resumo

O objetivo desse estudo foi correlacionar os crustáceos planctônicos com as condições de qualidade da água em vinte e dois reservatórios de Pernambuco, a partir de dados próprios e de uma breve revisão de literatura. Para o estudo *in situ*, amostras de água foram obtidas de modo não sistemático, entre janeiro/2011 e janeiro/2012, por meio da filtração de água em concentradores de plâncton (45 μm). A razão Calanoida/Cyclopioda (Ca/Cy) foi calculada com os dados de densidade de cada ordem, no intuito de verificar a resposta desta razão em relação às condições dos reservatórios. Os resultados obtidos apontam que a maioria dos sistemas límnicos de Pernambuco avaliados apresenta condições eutróficas. Os cladóceros *Moina micrura, Diaphanosoma spinulosum* e *Ceriodaphnia cornuta* podem ser considerados indicadores de condições eutróficas. O uso da relação Ca/Cy para caracterizar a qualificação dos ecossistemas límnicos de Pernambuco e de outros estados do semiárido brasileiro deve ser melhor avaliado, visto que existe uma tendência contrária ao que é constatado em outras regiões brasileiras. Como a maioria dos lagos e dos reservatórios é utilizada para diversos fins, inclusive para o abastecimento humano, o entendimento da eutrofização e qualidade desses sistemas são essenciais para a saúde da população.

Palavras-chave: Qualidade da água, eutrofização, microcrustáceos.

INTRODUÇÃO

Os lagos e reservatórios desempenham importante papel para o desenvolvimento regional no Nordeste do Brasil. No entanto, sua implantação pode causar diversos impactos, pois o aumento do nível da água interfere na geomorfologia do recurso hídrico, provocando alterações no habitat dos organismos, além de propiciar a ocupação humana (QUEIROZ *et al*., 2011). Com o aumento da degradação ambiental e os usos múltiplos dos lagos e reservatórios, os assuntos relacionados à qualidade da água desses sistemas tornam-se matéria de grande importância (STRASKRABA; TUNDISI, 2000).

Os organismos zooplanctônicos são consumidores que se encontram na base das teias tróficas de ecossistemas aquáticos naturais, representando um importante papel na transferência de energia (MELÃO *et al*., 2005). Por apresentarem elevadas taxas de reprodução e responderem rapidamente às alterações físico-químicas do meio aquático (ANDRONIKOVA, 1996), mudanças na comunidade desses organismos podem indicar o nível trófico e o estado de degradação e/ou conservação de um ecossistema aquático.

O uso de bioindicadores nos programas de monitoramento da qualidade das águas continentais já é previsto pela legislação ambiental do Brasil. A resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente que dispõe sobre a classificação, enquadramento e padrões de qualidade dos corpos de água dispõe que "a qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas" (art. 8, par. 3º, Conama 357/2005). Atualmente, os mananciais encontram-se bastante deteriorados, resultando na poluição das águas, no comprometimento da saúde, da qualidade do meio ambiente e na própria extinção desses mananciais, por isso se fazem necessários estudos de acompanhamentos mais aprofundados sobre tais ecossistemas.

A caracterização da comunidade de crustáceos planctônicos presente nos lagos e reservatórios contribui para o conhecimento da estrutura trófica dos corpos hídricos. Desta forma, o presente estudo objetivou correlacionar esses organismos com as condições de qualidade da água em vinte e dois reservatórios de Pernambuco, a partir de dados próprios obtidos *in situ* (nove ambientes), assim como de uma breve revisão dos conhecimentos disponíveis acerca de treze outros ecossistemas do Estado, utilizando principalmente táxons indicadores entre os microcrustáceos dos grupos Cladocera e Copepoda.

MATERIAL E MÉTODOS

O inventário dos reservatórios do estado de Pernambuco foi obtido a partir da literatura disponível em periódicos e em obras da chamada literatura cinzenta. Por meio dessa revisão, foram analisados treze mananciais do Estado, distribuídos em três diferentes bacias hidrográficas, sendo estas a bacia do Pajeú: Saco I (MAGALHÃES, dados não publicados), Jazigo (ALMEIDA *et al*., 2009) e Ingazeira (BOUVY *et al*., 2001); a bacia do Capibaribe: Tapacurá (ALMEIDA, 2005), Carpina (ALMEIDA, 2002), Prata e Apipucos (ALMEIDA, 2011); Jucazinho (MELO JÚNIOR *et al*., 2007) e a bacia do Pontal: Pau Ferro, Cruz Salina, Federação, Cristália e Manga Nova (BRITO *et al*., no prelo). Além disso, foram realizadas amostragens *in situ* (dados próprios) em outros nove mananciais do Estado, também pertencentes a três diferentes bacias hidrográficas do Estado: Pajeú (Borborema e Cachoeira), Brígida (barragem do Fomento) e Moxotó (Ingá I, Ingá II, Bandeirante I, Bandeirante II e Lagoa da Onça), além de um pequeno reservatório de água (poça) no Pico do Papagaio (> 1200 m de altitude).

Para o estudo *in situ*, amostras de água foram obtidas de modo não sistemático, entre janeiro/2011 e janeiro/2012, por meio da filtração de água em concentradores de plâncton (45 μm). A fixação dos organismos foi realizada com formol a 4%. Em laboratório, os organismos foram identificados e quantificados por meio de três subamostras de 2 ml de cada amostra total, em câmaras do tipo Sedgwick-Rafter. A identificação dos táxons foi realizada a partir de literatura pertinente.

A razão entre as ordens de Copepoda Calanoida/Cyclopoida (Ca/Cy) foi calculada a partir dos dados de densidade dos organismos, no intuito de verificar a resposta desta razão em relação às condições do ambiente. Quanto maior a quantidade de Cyclopoida mais eutrófico pode ser considerado um reservatório, enquanto altas densidades de Calanoida indicam melhores condições de qualidade da água (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Quando comparado com outros países do mundo, os estudos utilizando organismos zooplanctônicos como indicadores da qualidade da água ainda se encontram em desenvolvimento no Brasil (COELHO-BOTELHO, 2004), especialmente

considerando os microcrustáceos. No presente estudo, a maioria dos reservatórios apresentou características eutróficas ou com tendências à eutrofização, com exceção dos reservatórios do Prata e de Jucazinho, enquadrados como oligotróficos (Tabela 1). Segundo Barbosa *et al*. (2012), devido à pequena profundidade, longos períodos de retenção hidráulica e aos fatores climáticos como altas temperaturas e intensa radiação solar, a eutrofização dos corpos d'água do semiárido é mais acelerada. Como consequência, muitos reservatórios e lagos já perderam sua capacidade de abastecimento das populações, de manutenção da vida aquática e de recreação (FIGUEIRÊDO *et al*., 2007).

Tabela 1. Distribuição dos crustáceos planctônicos em treze reservatórios de Pernambuco (ver fontes no texto), quanto ao uso e características da água, macrófitas aquáticas, cladóceros de maior densidade, razão Ca/Cy e período de coleta. *Ambientes reconhecidamente oligotróficos na época do estudo; N.I: não informado.

Bacias	Uso da água	Macrófita aquática	Cladóceros de maior densidade	Ca/Cy	Meses de coleta
Pajeú					
Saco I	Abastecimento/pesca/ irrigação/recreação	sim	*Ceriodaphnia cornuta*	N.I	09/11 a 04/12
Jazigo	Pesca/irrigação/ recreação	sim	*Moina micrura*	N.I	07/05
Ingazeira	N.I	N.I	*Moina micrura*		01/97 a 03/98
Capibaribe					
Tapacurá	Abastecimento/pesca/irrigação	sim	*Moina micrura*	0,1340	08/03 a 01/04
Carpina	Abastecimento/pesca/irrigação	não	*Moina micrura*	0,0050	07 a 12/2001
Prata*	Abastecimento	sim	*Alonella dadayi*	0,7610	03/08 a 02/09
Apipucos	Pesca/recreação	sim	*Moina micrura*	0,0050	03/08 a 02/09
Jucazinho*	Abastecimento/pesca/irrigação /recreação	não	*Moina micrura; Ceriodaphnia cornuta*	2,2750	07/01 a 05/02
Pontal					
Pau Ferro	Abastecimento/irrigação	não	*Macrothrix elegans*	4,4700	01/12
Cruz Salina	Abastecimento/irrigação	não	*Moina micrura*	0,0017	01/12
Federação	Abastecimento/pesca/irrigação	não	*Moina micrura*	0,0220	01/12
Cristália	Abastecimento /irrigação	não	*Moina micrura*	8,1100	01/12
Manga Nova	Abastecimento/irrigação	não	---	0,0000	01/12

Em quase todos os mananciais estudados, os copépodos ciclopóides e os cladóceros *Moina micrura* Kurz, 1873, *Diaphanosoma spinulosum* Herbst, 1966 e *Ceriodaphnia cornuta* Sars, 1885 apresentaram as maiores densidades. Sabe-se que o

aumento do número de espécies oportunistas como *M. micrura* indicam altos níveis de perturbações antropogênicas (PARANAGUÁ *et al*., 2005), enquanto que maiores crescimentos populacionais de *C. cornuta* indicam concentrações intermediárias de nutrientes no manancial (VIEIRA *et al*., 2011). Em um estudo realizado por Maia-Barbosa; Bozelli (2006), na represa de Billings (SP), também foram observadas altas densidades de *Diaphanosoma*, táxon que, segundo os autores, está mais adaptado a ambientes eutróficos. Assim, a dominância das espécies *Moina micrura, Ceriodaphnia cornuta* e *Diaphanosoma spinulosum* nos reservatórios Borborema, Cachoeira II, Saco I, Parnamirim, Bandeirante II, Povoado Ingá II, Cruz Salina, Federação e Cristália sugere a ocorrência de um certo grau de eutrofização desses mananciais.

Tabela 2. Distribuição dos crustáceos planctônicos em nove reservatórios de Pernambuco (dados próprios), quanto ao uso e características da água, macrófitas aquáticas, cladóceros de maior densidade, razão Ca/Cy e período de coleta.

Bacias	Uso da água	Macrófita aquática	Cladóceros de maior densidade	Ca/Cy	Meses de coleta
Pajeú					
Borborema	pesca/irrigação	não	*Moina micrura*	0,0000	02 a 05/11
Cachoeira II	Abastecimento/recreação	sim	*Moina micrura*	0.0260	04 a 06/11
Brígida					
Parnamirin	Abastecimento	sim	*Diaphanosoma spinulosum*	0,0000	05/11
Moxotó					
Povoado ingá I	Abastecimento	sim	*Oxyurella longicaudis*	0,0000	01/11
Povoado ingá II	Abastecimento	não	*Diaphanosoma spinulosum*; *Macrothrix elegans*	0,0000	01/11
F. Bandeirante I	Abastecimento	sim	*Alona poppei*	0,1430	02/11
F. Bandeirante II	Abastecimento	não	*Ceriodaphnia cornuta*	0,0000	07/11
Lagoa da Onça	---	sim	*Diaphanosoma spinulosum*	0,0134	29/12
Área de altitude					
Pico do Papagaio	Sem uso evidente	sim	*Kurzia* sp.	---	16/11

A razão Copepoda Calanoida/Cyclopoida foi baixa nos ambientes estudados, com exceção dos reservatórios de Pau Ferro (Ca/Cy: 4,47), Cristália (Ca/Cy: 8,11) e Jucazinho (Ca/Cy: 2.01-2,54). Esse resultado indica que na maioria dos reservatórios as condições tróficas das águas estão deterioradas, com predominância de Cyclopoida, enquanto os reservatórios com maior proporção de Calanoida devem ser caracterizados por melhores condições tróficas (TUNDISI; MATSUMURA-TUNDISI, 2008). Por outro lado, em um estudo realizado por Eskinazi-Sant'Anna *et al*. (2007), em alguns

reservatórios do Rio Grande do Norte, foi observado um padrão contrário, ocorrendo predomínio de Calanoida em sistemas mais eutróficos. Isso pode estar refletido na elevada quantidade de Calanoida em Pau Ferro (Ca/Cy: 4,47) e Cristália (Ca/Cy: 8,11), ambientes que, visualmente, apresentam tendência a serem eutróficos devido à elevada turbidez observada na água na ocasião das coletas, aos seus usos múltiplos e destruição da vegetação do entorno. Na época da coleta, os reservatórios de Federação (Ca/Cy: 0,0220), Manga Nova (Ca/Cy: 0,0000) e Cruz salina (Ca/Cy: 0,0017) apresentaram pequenas profundidades e acúmulo de material orgânico em suspensão, provavelmente indicando forte eutrofização, principalmente em Manga Nova, onde foram registrados peixes mortos, sugerindo baixa oxigenação das águas (BRITO *et al*., no prelo) (Tabela 1). Diante desses resultados, pode-se concluir que nos estudos da qualidade da água de ecossistemas límnicos do estado de Pernambuco, a utilização apenas da razão Calanoida/Cyclopoida se mostra insuficiente para determinar a trofia de um manancial, sendo importante a utilização de outros parâmetros bióticos e abióticos, tais como clorofila, fitoplâncton e nutrientes.

CONCLUSÕES

1. Os resultados obtidos apontam que a maioria dos sistemas límnicos de PE avaliados apresenta condições eutróficas ou tendência a serem eutróficos;
2. A dominância das espécies de cladóceros *Moina micrura, Diaphanosoma spinulosum* e *Ceriodaphnia cornuta* (esta em menor freqüência) pode ser considerada indicadora das condições eutróficas e deve ser considerada em projetos de monitoramento dos mananciais límnicos;
3. O uso da relação Calanoida/Cyclopoida para caracterizar a qualificação dos ecossistemas límnicos de PE e de outros estados do semiárido brasileiro deve ser melhor avaliado, visto que existe uma tendência contrária em alguns ecossistemas ao que é constatado em outras regiões brasileiras.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, V.L.S. *Biodiversidade da comunidade zooplanctônica do reservatório de Carpina, Zona da Mata, Pernambuco – Brasil*. 2002. Monografia de Graduação - Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife. 2002.

ALMEIDA, V.L.S. *Ecologia do zooplâncton do reservatório de Tapacurá, Pernambuco – Brasil*. 2005. 106f. Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2005.

ALMEIDA, V.L.S.; DANTAS, E.W.; MELO JÚNIOR, M.; BITTENCOURT OLIVEIRA, M.C.; MOURA, A.N. Zooplanktonic community of six reservoirs in northeast Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, n. 1, p. 57-65, 2009.

ALMEIDA, V.L.S. *Comunidades planctônicas e qualidade da água em reservatórios tropicais urbanos com diferentes graus de trofia*. 2011. 121f. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de São Carlos, 2011.

ANDRONIKOVA, I. Zooplankton characteristics in monitoring of Lake Ladoga. *Hydrobiologia*, The Hague, v. 322, p. 173–179, 1996.

BARBOSA, J.E.L.; MEDEIROS, E.S.F.; BRASIL, J.; CORDEIRO, R.S.; CRISPIM, M.C.B.; SILVA, G.H.G. Aquatic systems in semi-arid Brazil: limnology and management. *Acta Limnologica Brasiliensia,* v. 24, n. 1, p. 103-118, 2012.

BOUVY, M., PAGANO, M.; TROUSSELLIER, M. Effects of a cyanobacterial bloom (*Cylindrospermopsis raciborskii*) on bacteria and zooplankton communities in Ingazeira Reservoir (Northeast Brazil). *Aquatic Microbial Ecology*, v. 25, p. 215-227, 2001.

BRITO, M.T.S.; DINIZ, L.P.; MELO JÚNIOR, M. Fauna planctônica de cinco lagos artificiais da bacia do Riacho do Pontal, Sertão de Pernambuco. *Revista Nordestina de Zoologia*. No prelo.

COELHO-BOTELHO, M.J. Dinâmica da comunidade zooplanctônica e sua relação com o grau de trofia em reservatório. Bol. CETESB. 2004. Disponível em: <www.cetesb.sp.gov.br> Acesso em: 16 de ago. 2009.

CONAMA. Resolução 357 de 17 de março de 2005. Brasília: Diário Oficial da União [da] República Federativa do Brasil, 18 de março, seção 1. p. 58-63. 2005.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M; MENEZES, R.; COSTA, I.S; PANOSSO, R.F; ARAÚJO, M.F; ATTAYDE, J.L. Composição da comunidade zooplanctônica em reservatórios eutróficos do semi-árido do Rio Grande do Norte. *Oecologia Brasiliensis* (Impresso), v. 11, p. 410-421, 2007.

FIGUEIRÊDO, M.C.B; TEIXEIRA, A.S.; ARAÚJO, L.F.P.; ROSA, M.F.; PAULINO, W.D.; MOTA, S.; ARAÚJO, J.C. Avaliação da vulnerabilidade ambiental de

reservatórios à eutrofização. *Engenharia sanitária e ambiental*, v. 12, n. 4, p. 399-409, 2007.

MAIA-BARBOSA, P.M.; BOZELLI, R.L. Community structure and temporal dynamics of cladocerans in an Amazonian lake (lake Batata, PA, Brazil) impacted by bauxite tailings. *Acta liminologica brasiliensia*, v. 18, p. 67- 75, 2006.

MELÃO, M.G.G.; ROCHA, O.; ROCHE, K.F. Produtividade, biomassa, flutuações populacionais e interações biológicas da comunidade planctônica e suas implicações na transferência de energia na cadeia alimentar de um reservatório raso e oligotrófico. In: ROCHE, K.F.; ROCHA, O. (Org.), *Ecologia Trófica de Peixes com ênfase na planctivoria em ambientes lênticos de água doce no Brasil*. São Carlos: Rima, 2005. p. 25-80.

MELO JÚNIOR, M.; ALMEIDA, V.L.S.; PARANAGUÁ, M.N.; MOURA, A.N. Crustáceos planctônicos de um reservatório oligotrófico do Nordeste do Brasil. *Revista Brasileira de Zoociências*, v. 9, n. 1, p. 19-30, 2007.

PARANAGUÁ, M.N.; NEUMANN-LEITÃO, S.; NOGUEIRA-PARANHOS, J.D.; SILVA, T.A.; MATSUMURA-TUNDISI, T. Cladocerans (Branchiopoda) of a tropical estuary in Brazil. *Brazilian Journal of Biology*, v. 65, n. 1, p. 107-115, 2005.

QUEIROZ, A.P.N; LIRA, E.M.; MELO JÚNIOR, M.; BATISTA-LEITE, L.M. Impactos ambientais nos açudes de Serra Talhada – PE. In: MESSIAS, A. S.; FEITOSA, M. C. A. (Org.). *A Influência das Mudanças Climáticas sobre os Recursos Hídricos*. Recife: FASA, 2011. v. 6, p. 352-360.

TUNDISI, J.G.; MATSUMURA-TUNDISI, T. *Limnologia*. São Paulo: Oficinas de Textos, 2008. 632p.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. Reservatórios como Ecossistemas. In: TUNDISI, J. G. (ed.). *Diretrizes para o gerenciamento de lagos*: gerenciamento para qualidade da água de represas. São Paulo: IIE/ILEC, 2000. v. 9, p. 41-73.

VIEIRA, A.C.B.; MEDEIROS, A.M.A.; RIBEIRO, L.L.; CRISPIM, M.C. Population dynamics of *Moina minuta* Hansen (1899), *Ceriodaphnia cornuta* Sars (1886), and *Diaphanosoma spinulosum* Herbst (1967) (Crustacea: Branchiopoda) in different nutrients (N and P) concentration ranges. *Acta Limnologica Brasiliensia*, v. 23, n. 1, p. 48-56, 2011.

DESEMPENHO DE FILTROS AERÓBIOS INTERMITENTES NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DE TANQUE SÉPTICO/FILTRO ANAERÓBIO DESTINADOS Á IRRIGAÇAO

Leonardo Rodrigues dos Santos[1], Tércio José da Silva[2],Célia Regina Diniz[3], Beatriz Susana Ovruski de Ceballos[4]

[1]Licenciado em Ciências Biológica - UEPB. Mestre em Ciência e Tenologia Ambiental (UEPB). Email: leo_santosrodrigues@hotmail.com

[2]Graduando em Ciências Biológicas- UEPB. Email: terciu_j@hotmail.com

[3]Professora Doutora da Universidade Estadual da Paraíba -UEPB, Dra. em Recursos Naturais(UFCG).Email: c.r.diniz@uepb.edu.br

[4]Professora Doutora da Universidade Estadual da Paraíba-UEPB, Dra. em Microbiologia Ambiental (USP). Email:bia.ceballos@gmail.com

Resumo

Avaliou-se o uso de filtros aeróbios intermitentes de areia para pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico de sistema experimental em escala real tratando esgotos domésticos de um bloco de salas de aulas e cantina da UEPB com propósito de reúso do efluentes final na irrigação dos jardins. O sistema, dois filtros aeróbios intermitentes de areia (FA 1 e FA2), preenchidos com brita e areia, "alimentados" com fluxo descendente recebeu (o F1) efluente do tanque de equalização por 2minutos 45segundos (vazão 100 L/dia), e FA2 por 5minutos 30 segundos (200 L/dia). A remoção de matéria orgânica (DQO total e filtrada) foi baixa nos filtros aeróbios de areia (<40%, mínimo previsto na NBR 13969/97). A remoção de sólidos suspensos nos filtros aeróbios foi alta, e os de areia tiveram boa eficiência de nitrificação, importante para aplicação dos efluentes finais no solo (concentrações de nitratos 28,31 mg/L e 19,41 mg/L em FA1 e FA2). As diferentes taxas de aplicação nos dois filtros aeróbios intermitentes de areia influenciaram no processo de nitrificação. Esses resultados preliminares sugerem boa perspectiva do uso dos efluentes em irrigação restrita (jardins, árvores e culturas que não serão consumidas cruas).

Palavras-chave: Pós-tratamento de esgotos, Filtro Aeróbio de Areia, Remoção de Nutrientes.

INTRODUÇÃO

A falta de tratamento dos esgotos sanitários é considerada um dos maiores problemas ambientais da população brasileira. Segundo o IBGE (2000), no Brasil, 47,2% da população não possui rede coletora de esgoto nem fossa séptica. Quase 100 milhões de habitantes não dispõem desses

serviços e que 84% dos distritos brasileiros e lançam seus esgotos sem tratamento diretamente nos corpos aquáticos. A matéria orgânica presente nos esgotos, contribui para aumentar a demanda bioquímica de oxigênio (DBO) pelos microrganismos aeróbios decompositores, provocando sua depleção e anoxia na coluna de água, favorecendo a predominância de processos anaeróbios que desprendem gases tóxicos e mal cheirosos que alteram a composição da biota com impactos que levam à desestabilização do ecossistema aquático alterando qualidade da água (MORRISON et al., 2001). Os esgotos incorporam também, nos corpos d'água, alta carga de nutrientes, principalmente compostos de fósforo e de nitrogênio que causam a eutrofização da água e a predominância de cianobactérias tóxicas, com alto risco de contaminação ou intoxicação dos usuários devido aos efeitos dermatotóxicos, hepatotoxicos e neurotóxicos.

Diante da grande necessidade de atender a falta de serviços de saneamento básico, em especial do tratamento de esgotos no contexto de sua importância para a saúde pública e, em consequência, visando diminuir os impactos ambientes decorrentes do seu lançamento *in natura* no solo e em corpos hídricos, é importante o desenvolvimento de sistemas de tratamento dessas águas residuárias que sejam de baixo custo, de construção e manutenção simples e fáceis de operar.

Sistemas que combinem processos anaeróbios seguidos de aeróbios podem ser úteis para uma redução significativa da matéria orgânica e transformação das formas de nitrogênio e fósforo efluentes do sistema anaeróbio.Sob anaerobiose, ocorrem no tratamento de águas residuárias, operações de separação e transformação dos resíduos, resultando em uma boa redução da poluição orgânica. Para as transformações das formas de fósforo e de nitrogênio assim como para a diminuição/eliminação dos microrganismos indicadores de contaminação fecal e de patogênicos são necessários tratamentos secundários, terciários e/ou avançados que serão responsáveis por uma significativa redução microbiana e à remoção de outros contaminantes que permitem vários benefícios inclusive o reuso do efluente tratado para diversos fins. Sistemas de tratamentos biológicos aeróbios são frequentemente utilizados após sistemas de tratamento anaeróbio (RYHINER et al., 1992).

Os filtros biológicos aeróbios representam uma alternativa para pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios, pois são de baixo custo e baixo impacto ambiental, com escassa produção de odores e ruídos. Nestes, o ar circula nos espaços vazios entre as pedras que compõem seu material de recheio ou meio suporte, fornecendo o oxigênio para o metabolismo dos

microrganismos aeróbios, estimulando e facilitando a biodegradação do material orgânico residual. Nessas condições a ventilação pode ser usualmente natural. O efluente do sistema aeróbio escoa facilmente pelo meio suporte. No entanto, a matéria orgânica presente nessas águas é adsorvida pelo biofilme que os diversos microrganismos produzem sobre o substrato solido. Ali ficam aderidos, metabolizam, crescem e se multiplicam usando a matéria orgânica remanescente durante certo tempo (tempo de detenção hidráulica) que deveria ser suficiente para a sua estabilização (GONÇALVES et al., 2012).A presente proposta teve como objetivo avaliar o desempenho de filtros aeróbios intermitentes de areia, como sistema alternativo de pós-tratamento de efluentes de filtro anaeróbio precedido de tanque séptico, visando à remoção de nutrientes e matéria orgânica, de esgotos sanitários provenientes do Centro de Ciências e Tecnologia (CCT) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB).

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido próximo ao Centro de Ciências e Tecnologia (CCT) da Universidade Estadual da Paraíba (UEPB), Campus I, Campina Grande, no período de julho de 2011 a setembro de 2012. O sistema de pós-tratamento de efluente de tanque séptico/filtro anaeróbio foi formado por dois filtros intermitentes de areia, montados com três caixas de fibra de polietileno de 500 litros cada uma. Uma das unidades atua como tanque de equalização e as outras duas como filtros aeróbios. Os dois filtros FA 1 e FA 2foram preenchidos com brita e areia na seguinte proporção: 15 cm de brita n^0 3 na base; 30 cm de areia na porção mediana, logo acima da camada de britas da base; 15 cm de brita na porção superior, logo acima da camada de areia. A areia utilizada apresentou as seguintes medidas: densidade máxima do grão de areia = 2,4; módulo de finura = 2,38.Na parte superior de cada filtro intermitente de areia foi montado um sistema de distribuição do efluente composto por canos de PVC, com diâmetro de 0,032 m, no qual foram feitos furos de 0,01 de diâmetro, espaçados de 0,05 em 0,05. FA1 recebeu vazão de 100 L/dia (2 minutos e 45 segundos de bombeamento, marcado com cronômetro), correspondendo a uma taxa de aplicação, para este filtro, de 110 L/m^2 /dia. FA2 recebeu vazão de 200 L/dia (5 minutos e 30 segundos de bombeamento) o que correspondeu a uma taxa de aplicação, para este filtro, de 220 L/m^2 /dia.

Os parâmetros físicos e químicos de caracterizar o afluente e os efluentes dos reatores foram: Temperatura, pH, Nitrogênio Kjeldahll-NTK, Nitrogênio amoniacal- N-NH4 (Nitrito– N-NO2,

Nitrato - N-NO3, Demanda Química de Oxigênio – DQO, Sólidos Totais – ST e Suspensos Totais (APHA, 2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao longo do período experimental, o pH dos efluentes dos filtros de areia diminuiram e, mantiveram-se na faixa ácida (4,5 para 6,5), devido ao processo de nitrificação nos filtros aeróbios. A correlação negativa entre o pH e nitratos (p=-0,598, FA1), indica que a transformação do nitrogênio orgânico e amoniacal em nitrato, durante a infiltração no leito de areia, leva a uma redução do pH. A DQO total do esgoto bruto, entre 400,1 e 717 mg/L. e após o tratamento no tanque séptico e no filtro anaeróbio, se reduziram de 129,1 ate 564 mg/L, indicando remoção de matéria orgânica de 29,3%. A DQO filtrada do esgoto bruto foi entre 173,4 e 600,9 mg/L. Após o tratamento anaeróbio (tanque séptico e filtro anaeróbio), se reduziram para 100 ate 487,5 mg/L,remoção de matéria orgânica de 31,43% nos processo anaeróbios (Tabela 1).Depois do pós-tratamento do efluente dos reatores anaeróbios nos filtros intermitentes de areia, a DQO total média foi de 375,8 mg/L (FA1) e no FA2, foi de 333,2 mg/L ou seja de 33,18 % e 40,75 respectivamente, com diferençassignificativas entre as concentrações do esgoto bruto e as registradas no efluente dos filtros aeróbios de areia (F=7,955, p<0,0001). A DQO média filtrada no FA1 foi 234,1 mg/L eno FA2 foi 230,97 mg/L, com eficiência de remoção de 34,65% e 35,52% respectivamente.

De acordo com a NBR 13969/97 a faixa provável de remoção dos poluentes, nos filtros de areia, considerado em conjunto com o tanque séptico é de 40 a 75%. Portanto a remoção de matéria orgânica pelo sistema ainda encontra-se abaixo do mínimo provável pela norma. Possivelmente, o curto tempo de detenção hidráulica no tanque séptico justifica a baixa remoção de DQO. Esses resultados podem estar associados a falta de limpeza periódica no tanque séptico para a retirada do lodo que pode ter diminuído a eficiência de remoção de matéria orgânica, passando a funcionar como uma simples caixa de passagem.

Apesar da remoção de matéria orgânica estar um pouco abaixo do mínimo desejável, o tratamento contribui para a diminuição do impacto ambiental do lançamento do esgoto em cursos de água e, se aplicado no solo, favorece sua conservação e fertilidade.

Tabela 1 Valores médios e eficiência de remoção de DQO total e filtrada no esgoto bruto e nos efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio e dos filtros de areia 1 e 2.

Parâmetro		EB	Efluente Tanque Séptico/Filtro Anaeróbio	Efluente Filtro de Areia 1	Efluente Filtro de Areia 2
DQO total (mg O_2 L^{-1})	Média (mg.L^{-1})	562,4	397,8	375,8	333,2
	Remoção %	-	29,27%	33,18%	40,75%
DQO filtrada (mg O_2 L^{-1})	Média (mg.L^{-1})	358,2	245,6	234,1	230,97
	Remoção	-	31,43%	34,65%	35,52%

Os valores médios de ST, foram 1.222,9 mg/L (EB), 783,3 mg/L no efluente do tanque séptico/filtro anaeróbio, 787,6 mg/L (FA1) e 680,1mg/L (FA2), revelando remoção de sólidos totais no sistema de tratamento através dos filtros de areia, com eficiência de remoção de 35,95% (efluente dos reatores anaeróbios), 35,60% (FA1) 44,39% (FA2).

Os sólidos suspensos totais (SST) apresentaram concentrações médias de 98,3 mg/L, na entrada do tanque séptico/filtro anaeróbio e 33,8 mg/L na saída, resultando em eficiência de remoção de 65,62%. Na saída dos filtros aeróbios intermitentes de areia as concentrações médias de SST foram 25,5 mg/L (FA1) e 23,7 mg/L (FA2), resultando numa ótima eficiência de remoção de 74,06% (FA1) e 75,89% (FA2).

No esgoto bruto, a concentração média de nitrito foi de 0,07 mg/L,de nitrato = 0,52 mg/L, de NTK = 124,62 mg/L e de N-NH_4 = 62,10 mg/L. No efluente do tratamento anaeróbio (tanque séptico/filtro anaeróbio) os nitritos apresentaram concentração média de 0,04 mg/L, os nitratos = 0,32 mg/L, o NTK =115,37 mg/L e N-NH_4 = 68,47 mg/L. Houve eficiência de remoção no efluente dos reatores anaeróbios de 42,9% (N-NO_2), 38,5% (N-NO_3), 7,4% (NTK).

Após passar pelos filtros aeróbios os efluentes gerados apresentaram concentração média de nitrito de 0,10 mg/L, os nitratos = 28,31mg/L, o NTK =38,21 mg/L e N-NH_4 = 34,01 mg/L (Concentrações do Filtro de Areia 1). O efluente do Filtro de Areia 2, apresentou concentração média de nitrito de 0,13 mg/L , os nitratos = 19,41 mg/L o NTK = 45,25 mg/L e N-NH_4 = 36,77

mg/L, apresentando diferenças significativas nas concentrações de nitratos (F=9.4292, p=0.0005). Não houve remoção de nitritos e nitratos e ocorreu eficiência de remoção de NTK (69,3% - FA1 e 63,7% - FA2) e N-NH_4 (45,2% - FA1 e 40,8% - FA2) com o pós- tratamento pelos filtros intermitentes de areia.

Observa-se na Tabela 2 uma diminuição das formas reduzidas do nitrogênio e o aumento das formas oxidadas nos efluentes dos filtros devido à influência da taxa de aplicação entre os dois filtros operados. De acordo com Silva (2006) o expressivo grau de nitrificação do efluente indica a natureza aeróbia do processo de digestão. O fracionamento da carga hidráulica diária em um número maior de doses favorece os mecanismos de convecção para aporte de oxigênio ao meio filtrante, tendência também observada neste experimento. Entretanto, a ausência de medições dos teores de gases na atmosfera do leito não permite concluir a relevância maior entre os dois mecanismos apontados como responsáveis pelo fornecimento de oxigênio para os processos biológicos: convecção e difusão.

Com relação às vazões de 2 minutos e 45 segundos para FA1 e 5 minutos e 30 segundos para FA2, não de observou diferenças significativas entre os dois tratamentos, excetuando-se para nitratos. Observa-se que os filtros aeróbios intermitentes de areia apresentaram boa capacidade de realizar o processo de nitrificação. O efluente gerado nos filtros 1 e 2 apresentam concentrações médias de nitrato de 28,31 e 19,41 mg/L, respectivamente, com uma remoção de N-NTK de 69 e 63,7%. A diferença significativa ($p < 0,05$) observada na concentração de nitratos assegura a influência no elevado valor da taxa de aplicação superficial no Filtro 2.A maior concentração de nitrito observada no efluente do filtro 2, confirma a insuficiência de oxigênio, devido provavelmente a alta taxa de aplicação em relação ao filtro 1 (F1 = 110 L/dia^{-1}/m^2; F2 = 220 L/ dia^{-1}/m^2).

Na Tabela 2 é apresentada a eficiência percentual de remoção da carga poluidora de atributos do esgoto sanitário, N-NO_2, N-NO_3, NTK, N-NH_4.

Tabela 2 Valores médios e eficiência de remoção de $N\text{-}NO_2$, $N\text{-}NO_3$, NTK, $N\text{-}NH_4$,no esgoto bruto e nos efluentes do tanque séptico/filtro anaeróbio e dos filtros de areia 1 e 2.

Parâmetro		EB	Efluente Tanque Séptico/Filtro Anaeróbio	Efluente Filtro de Areia 1	Efluente Filtro de Areia 2
$N\text{-}NO_2$(mg/L)	Média ($mg.L^{-1}$)	0,07	0,04	0,1	0,13
	Remoção		42,9%	-42,9%	-85,7%
$N\text{-}NO_3$ (mg/L)	Média ($mg.L^{-1}$)	0,52	0,32	28,31	19,41
	Remoção		38,5%	-5344,2%	-3632,7%
NTK (mg/L)	Média ($mg.L^{-1}$)	124,62	115,37	38,21	45,25
	Remoção		7,4%	69,3%	63,7%
$N\text{-}NH_4$(mg/L)	Média ($mg.L^{-1}$)	62,1	68,47	34,01	36,77
	Remoção		-10,3%	45,2%	40,8%

OBS: Os valores de remoção que apresentam o sinal negativo (-) demonstram que não houve remoção do parâmetro em questão.

CONCLUSÕES

A baixa remoção de matéria orgânica expressa como DQO total e filtrada, pode estar associada ao curto tempo de detenção hidráulica no tanque séptico decorrente da falta de limpeza periódica e retirada do lodo, diminuindo a eficiência de remoção e passando a funcionar como uma simples caixa de passagem.

As ótimas eficiências na remoção de sólidos suspensos no efluente dos filtros aeróbios intermitentes de areia, conferem excelente aspecto do efluente para reuso urbano nas suas mais variadas finalidades.

Os filtros aeróbios de areia mostraram-se eficientes na remoção dos nutrientes, mostrando boa capacidade de nitrificação, revelada nas concentrações de nitratos.

As diferentes taxas de aplicação nos dois filtros aeróbios intermitentes de areia influenciaram no processo de nitrificação.

REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION.**Standard Methods for the examination of Water and Wastewater**.20th. APHA 2005.

GONÇALVES, R. F. et al. **Pós-tratamento de efluentes de reatores anaeróbios por reatores com biofilme**. Disponível em: <http://www.finep.gov.br/prosab/livros/ProsabCarlos/Cap-4.pdf>. Acesso em: 10 set. 2012.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico**. 2000. Disponível em: <www.ibge.gov.br>. Acesso em: 25 nov. 2011.

MORRISON, G. et al. Assessmentof the impact of point source pollution from theKeiskammahoek Sewage Treatment Plant on the KeiskammaRiver – pH, electrical conductivity, oxygen demandingsubstance (COD) and nutrients.**Water SA**., v.27, p.475-480, 2001.

RYHINER, G. , BIROU, B. and GROS, H**.** The use of submerged structured packings in biofilm reactors for wastewater treatment.**Water Science and Technology**, v. 26,n.3-4, p.723-31, 1992

SILVA, E. H. B. C. **Polimento de efluente de UASB com filtros intermitentes de areia**.2006. Dissertação (Mestrado em Gerenciamento e Tecnologias Ambientais no Processo Produtivo) - Escola Politécnica, Universidade Federal da Bahia. Salvador.

EFLUENTES PRODUZIDOS EM LABORATÓRIOS DA UERN: UM ESTUDO DE CASO

Louise Duarte Matias de Amorim
Pós graduanda em Ciências Naturais - UERN
E-mail: louiseuern@yahoo.com.br

Francisco Fábio Mesquita de Oliveira
Técnico de laboratório - UERN
E-mail: ffabiomesquira@gmail.com

Francisca Kelia Duarte Dias
Graduanda em Ciência e Tecnologia – UFERSA
E-mail:keliamicrobio@hotmail.com

Ramiro Gustavo Valera Camacho
Prof. Adjunto - Departamento de Ciências Biológicas - UERN
E-mail: ramirogustavo@uern.br

Resumo

Os laboratórios das Instituições de Ensino Superior do Brasil, em suas atividades básicas geram resíduos químicos com características complexas, composição diversificada e em quantidade reduzida, o que traz inúmeros inconvenientes em relação ao seu gerenciamento. O objetivo deste estudo foi identificar o manejo dos resíduos nos laboratórios da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte - UERN. A coleta de dados foi realizada por meio de observação direta e questionários aplicados aos técnicos de laboratório. Apesar dos laboratórios gerarem resíduos semelhantes ao de qualquer outra instituição, estes não são segregados, acondicionados e dispostos conforme as normas legais vigentes. O resultado da pesquisa poderá contribuir para facilitar a institucionalização de instrumentos e políticas de gerenciamento de resíduos, além de promover debates que visem assegurar melhorias às políticas de gerenciamento de resíduos já adotadas. As principais conclusões deste trabalho apontam condições

inadequadas, porém com boas perspectivas de melhorias nos aspectos relativos a armazenagem, acondicionamento, segurança e disposição final dos resíduos perigosos, e necessidade de maior atenção no transporte desses resíduos, visto que a UERN já iniciou a implantação de políticas ambientais. Isso auxilia a discussão e planejamento de ações visando incrementar a gestão de resíduos.

Palavras-chave: Efluentes; Laboratórios; UERN.

INTRODUÇÃO

Os resíduos gerados em laboratórios de ensino e investigação têm sido alvo de uma atenção especial, principalmente por parte das instituições de ensino estrangeiras, uma vez que as atividades experimentais geram quantidades significativas de grande variedade de produtos químicos com impactos negativos para o meio ambiente. Além de se incentivar a execução das atividades experimentais em micro - escala e uso de reagentes menos perigosos, uma solução para prevenir ou minimizar a poluição é a adoção de um sistema de gestão de resíduos nos locais onde são gerados, incluindo procedimentos de identificação, separação, recuperação e tratamento antes do descarte final (JARDIM, 1998).

Esses resíduos gerados continuamente nas atividades de ensino e pesquisa dependem dos cursos oferecidos em cada universidade e das pesquisas realizadas (FURIAM; GÜNTHER, 2006). Atualmente parte dos resíduos gerados nas universidades (principalmente o lixo comum) é escoado através de mecanismos disponibilizados por prefeituras municipais, entretanto o mesmo não pode ser dito daqueles resíduos considerados perigosos (resíduos biológicos, químicos e radioativos) que devem ser manipulados de acordo com as normas de segurança devidamente adotadas nos programas implantados em campi universitários e de pesquisas (PEREIRA, 2008).

O diagnóstico da geração e classificação dos resíduos, o acompanhamento ao longo do tempo das atividades realizadas em cada universidade, bem como o desenvolvimento de estratégias de educação ambiental são importantes para orientar a

coleta, segregação, o tratamento e a destinação final dos resíduos gerados, em especial aqueles que requerem um tratamento diferenciado. Observa-se que a responsabilidade das universidades no adequado gerenciamento de seus resíduos, tendo em vista a minimização dos impactos sobre o meio ambiente e saúde pública, passa pela sensibilização de toda a comunidade acadêmica envolvida diretamente na geração desses resíduos, mas também pelos diversos setores administrativos que podem ter relação com a questão (FURIAM & GÜNTHER, 2006). Estes aspectos deixam evidente que as Instituições de Ensino Superior devem combater os impactos ambientais gerados para servirem de exemplo no cumprimento da legislação, saindo do campo teórico para a prática (TAUCHEN; BRANDLI, 2006).

Sendo assim, partindo da hipótese que não existe ainda um diagnóstico da situação dos laboratórios da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte - UERN no que diz respeito à gestão dos resíduos produzidos, que não há ações efetivas e que inexistem políticas consolidadas a respeito do gerenciamento de resíduos gerados nos laboratórios, esse trabalho tem como foco investigar a atual situação da UERN no que diz respeito a geração de resíduos, assim como as ações concretas realizadas pelos laboratórios no âmbito da gestão dos mesmos.

METODOLOGIA

Com a finalidade de atingir os objetivos descritos acima foi realizado no período de julho a agosto de 2011, um levantamento da situação dos laboratórios da Universidade do Estado do Rio Grande do Norte, em termos de gestão de resíduos sólidos e semi-sólidos gerados. O espaço amostral, universo objeto deste estudo, foram 20 laboratórios, reconhecidos no âmbito da UERN, que na sua maioria desenvolvem atividades de ensino, pesquisa e extensão. Os laboratórios em questão estão vinculados aos seguintes cursos: Ciências Biológicas; Física e Química, vinculados a Faculdade de Ciências Exatas e Naturais – FANAT; Odontologia e Enfermagem, vinculados ao Campus Caicó e Medicina vinculado à Faculdade de Ciências da Saúde – FACS.

Em função da complexidade da problemática estudada, assim como o fato de que os dados relativos ao gerenciamento de resíduos na UERN serem escassos, a natureza da pesquisa configurou-se predominantemente como qualitativa. Tal enfoque

ocupa um reconhecido lugar entre as várias possibilidades de se estudar fenômenos que envolvam seres humanos e suas intrincadas relações sociais estabelecidas em diversos ambientes (GODOY, 1995).

A coleta de dados foi realizada através de entrevista estruturada e observação *in loco*. As entrevistas foram elaboradas mediante questionário estruturado, onde as perguntas foram previamente e diretamente formuladas. As observações *in loco* foram a estratégia utilizada para coleta de dados, uma vez que segundo Lakatos (1996) esta é um meio para conseguir informações sobre determinados aspectos da realidade, auxiliando o pesquisador na identificação e obtenção de provas a respeito de objetivos sobre os quais os indivíduos não têm consciência, mas que orientam seu comportamento.

A coleta das informações foi realizada através da aplicação de um questionário dirigido aos técnicos de laboratório, em que foram levantadas informações sobre a produção e o manejo dos resíduos gerados no laboratório. Os questionários foram respondidos na presença do entrevistador.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Através das respostas dos questionários foram obtidas informações a respeito da quantidade e dos tipos de resíduos produzidos; manejo, acondicionamento, identificação, tratamento, armazenamento interno, transporte e descarte dos mesmos. Foram considerados somente os efluentes contaminados ou não contaminados com alguma substância que se apresente naturalmente no estado líquido. Com base nos dados obtidos identificamos que 65% dos laboratórios (n = 13) produzem algum tipo de efluente, sendo que mais de 60% dos laboratórios geram menos de 10 litros de resíduos por mês, o que mostra o perfil típico de resíduos gerados em instituições de ensino, gerando pequenas quantidades de forma diversificada. Ainda conforme o levantamento realizado, constatou-se que os principais resíduos gerados foram: solução aquosa de formaldeído a 10%, ácido ácetico glacial, metanol, etanol, acetona, ácido fosfórico, ácido sulfúrico, peróxido de hidrogênio, fenol líquido, solução de acrilamida/bis acrilamida, N,N,N',N'-tetrametilinediamina (TEMED), 2-mercapetanol entre outros.

Nos laboratórios não há um sistema de armazenamento temporário dos resíduos gerados, não tendo assim como obter uma estimativa mensal precisa. Aliado a isso os resíduos gerados também são oriundos de atividades de pesquisa, sendo que estas muitas vezes não são realizadas pelos técnicos de laboratório, levando estes a subestimarem a quantidade produzida. Com base nisso, não se pode afirmar com precisão a quantidade de resíduos gerados.

Conforme Gerbase et al. (2005), os resíduos gerados em instituições de ensino e pesquisa diferenciam-se daqueles gerados em unidades industriais por apresentarem baixo volume, mas grande diversidade de composições, o que dificulta a tarefa de estabelecer um tratamento químico e/ou uma disposição final padrão para todos.

Quando questionados em relação aos locais de armazenamento, a maioria dos responsáveis ou técnicos informou que são estocados dentro dos próprios laboratórios, pois a maioria não possui almoxarifados externos a estes. Geralmente, o local de depósito, são as próprias bancadas dos laboratórios, já que não existe um local especificamente destinado para as substâncias químicas, conforme destacado nas figuras 1 e 2.

Figura 01 - Substâncias químicas dispostas sobre bancada – laboratório de Biologia II – UERN – Mossoró, RN.



Fonte: Francisco F. M. de Oliveira, 2011.

Figura 02 – Substâncias químicas armazenadas em armários – laboratório de Biologia II – Mossoró, RN.



Fonte: Francisco F. M. de Oliveira, 2011.

Em relação aos procedimentos de descarte, constatou-se uma série de procedimentos não compatíveis com a legislação. Grande parte dos resíduos é lançado diretamente na pia dos laboratórios ou simplesmente descartados junto ao lixo comum, conforme mostram as figuras 3 e 4.

Figura 03- Resíduos químicos lançados no lixo comum. UERN – Mossoró, RN.



Fonte: Francisco F. M. de Oliveira, 2011.

Figura 04 - Resíduos químicos lançados no lixo comum. UERN – Mossoró, RN.

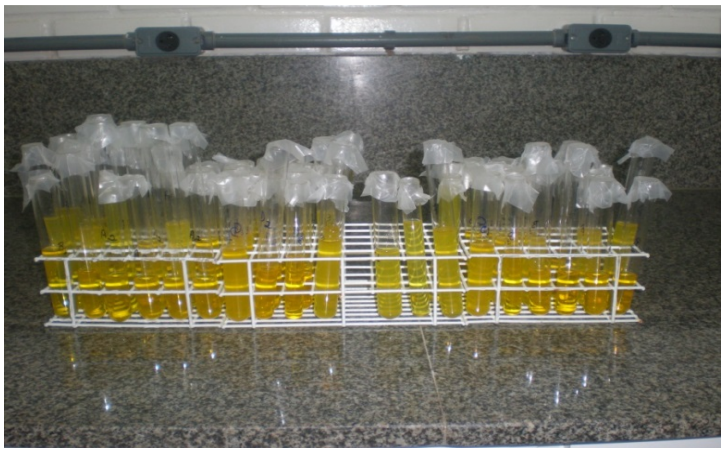


Fonte: Francisco F. M. de Oliveira, 2011.

A variedade de procedimentos adotados pelos laboratórios perante os resíduos gerados demonstra o quão complexo é o gerenciamento dos mesmos.

Os resíduos biológicos oriundos da análise de água, constituídos geralmente de meios de cultura contaminados com microrganismos pertencentes ao grupo coliformes, principalmente bactérias, são descartados também na pia logo após a coleta de dados, sendo que somente os tubos de ensaio contaminados com estes são colocados em uma solução de hipoclorito de sódio comercial e em seguida lavados com detergente.

Figura 05 - Amostras de água contaminada por coliformes. Bancada – laboratório de Biologia II - UERN – Mossoró, RN.



Fonte: Francisco F. M. de Oliveira, 2011.

CONCLUSÕES

O presente trabalho mostra a necessidade emergencial e a obrigatoriedade da UERN em implementar o gerenciamento adequado dos resíduos gerados, justificando a realização do mesmo. Os dados e questionamentos levantados neste trabalho podem contribuir no sentido de que a UERN, enquanto instituição geradora de resíduos adote a gestão responsável dos materiais residuais, demonstrando a responsabilidade da instituição em geri-los.

Os resultados obtidos poderão ser utilizados como subsidio para a sugestão de um pequeno conjunto de diretrizes que possivelmente se mostrarão útil quanto à implantação de um programa de gerenciamento de resíduos na universidade. Os dados serão especialmente úteis ao Centro de Estudos e Pesquisas do Meio Ambiente e Desenvolvimento Regional do Semiárido (CEMAD) que já iniciou as ações para implantar a A3P no âmbito da UERN com portarias inclusive que tratam da adoção de políticas de gerenciamento de resíduos.

Destacamos que é necessária a realização de estudos mais aprofundados visando acompanhar a produção quantitativa de cada classe de resíduo gerado. Podendo-se utilizar a Agenda Ambiental da UERN para executar tais procedimentos e inclusive, com os dados obtidos, elaborar um Plano de Gerenciamento de Resíduos, contendo as formas de acondicionamento, transporte, tratamento e disposição final, procedimentos a serem adotadas na segregação, na origem, coleta interna, armazenamento, reutilização e reciclagem.

REFERÊNCIAS

FURIAM, S. M.; GÜNTHER, W. R. Avaliação da Educação Ambiental no Gerenciamento dos Residuos Sólidos no Campus da Universidade Estadual de Feira de Santana. **Revista Sitientibus**, n. 35, p. 7-27, julho – dezembro, 2006.

GERBASE, A. E. et al. Gerenciamentos de resíduos químicos em instituições de ensino e pesquisa. **Química Nova**, São Paulo, vol. 28, n° 1, Jan./Feb. 2005.

GODOY, A. S. Introdução à pesquisa qualitativa. **RAE – Revista de Administração de Empresas**, São Paulo, v. 35, n. 2, p. 57-63, mai./jun. 1995.

JARDIM, W.F. Gerenciamento de resíduos químicos em laboratórios de ensino e pesquisa. **Química Nova**, v. 21, n. 5, p. 671-673, 1998.

LAKATOS, E. M. & MARCONI, M. de A. **Técnicas de pesquisa**. 3 ed. São Paulo: Editora Atlas, 1996.

PEREIRA, Paulo Sérgio, et al. Resíduos Químicos: Gerenciamento em Instituições de Ensino e Pesquisa. Ribeirão Preto, 2008. Disponível em: http://www.bvsde.paho.org/bvsaidis/uruguay30/BR10551Pereira.pdf Acesso em: abr.2011.

TAUCHEN, J. A.; BRANDLI, L. L. A gestão ambiental em Instituições de Ensino Superior: modelo para implantação em *campus* universitário. **Revista Gestão & Produção**, v.13, n. 3, p. 503-515, 2006. Disponível em: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0104-530X2006000300012 Acesso em: 20 jun. 2010.

PRODUÇÃO DE MUDAS DE PINHEIRA IRRIGADAS COM ÁGUA SALINA

Luderlandio de Andrade Silva[1]; Francisco Vanies Da Silva Sá[1*],
Marcos Eric Barbosa Brito[2*], Pedro Antônio Neto[1]
[1] Graduandos em agronomia do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade federal de campina grande -Campus Pombal, Rua Jario Vieira Feitosa, S/N, Bairro dos Pereiros, CEP 58.840-000 Pombal.Email: luderlandioandrade@gmail.com, vanies_agronomia@hotmail.com, pedroantonioufcg@gmail.com
[2] Professor; Doutor do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande -Campus Pombal, Rua Jario Vieira Feitosa, S/N, Bairro dos Pereiros, CEP 58.840-000 Pombal.Email: marcosericbb@yahoo.com.br

Resumo- Objetivou-se avaliar o efeito da irrigação com água salina em plantas de pinheira sob dois substratos. O experimento foi realizado em ambiente protegido do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, da Universidade Federal de Campina Grande (CCTA-UFCG) Campus Pombal, PB, entre maio a julho de 2011, sob delineamento experimental de blocos casualizados,com tratamentos distribuídos em esquema fatorial (5x2), sendo cinco níveis de salinidade da água (NS= 0,3;1,2; 2,4; 3,6; 4,8 dS m^{-1}) e dois substratos (S) (S1= 50% de solo + 25% de esterco bovino + 25% de areia; S2= 40% de solo + 40% de esterco bovino + 20% de areia), repetido em três blocos, totalizando trinta parcelas e cada parcela contou com 10 plantas.O experimento foi conduzido durante 45 dias após o plantio,quando foram avaliadas as variáveis de emergência e de crescimento e fitomassa das mudas de pinheira. O substrato 2 foi o que deu as melhores condições de desenvolvimento as plantas de pinheira. Água com salinidade ate 1,2 dSm^{-1} é viável para a produção de mudas de pinheira. As variáveis mais afetas pela salinidade foram a percentagem de emergência, a matéria seca da parte aérea e matéria seca das raízes.

Palavras-chave: *Annona squamosa* L. salinidade, desenvolvimento.

Introdução

A pinheira *(Annona squamosa* L.) pertence à família Anonáceae, sendo conhecida, também, como ata ou fruta-do-conde, é uma pequena árvore frutífera com folhas decíduas e muitos ramos laterais. Sua origem e domesticação são atribuídas ao norte da América do Sul e América Central/Caribe (Ochse et al., 1974).

São significativos e crescentes os resultados das cotações da comercialização das frutas de pinheira no Brasil por sua excelente aceitação comercial, em razão de ser considerado por muitos, como um dos melhores frutos do mundo (Maia et al., 1986).. Atualmente, concentrada na região Nordeste, onde se destacam: Bahia, que responde por 34% da área, Pernambuco, com 17%, Rio Grande do Norte e Alagoas com 11% da área colhida no país (Nogueira et al., 2005).

Apesar da boa adaptação da pinheira ao nordeste brasileiro, observa-se que há escassez de recursos hídricos, notadamente em seu semiárido, envolvendo aspectos quantitativos e qualitativos, principalmente no que diz respeito à presença de sais nestes recursos (Medeiros et al., 2003). Sendo assim, ocultivo irrigado na zona semiárida apresenta riscos, devido à presença de sais na águas e no solo durante o período de maior demanda atmosférica, sendo que tais fatores trazem prejuízos ao desenvolvimento das plantas através da inibição de germinação, emergência, crescimento e acúmulo de biomassa das plantas (Ayers & Westcot, 1999).

Deve-se salientar, ainda, que o efeito da salinidade da água nas culturas é variável entre espécies e, em uma mesma espécie, entre fases de desenvolvimento, podendo, ainda, haver variação com o genótipo (Ayers & Westcot, 1999; Brito et al., 2008), sendo importante a identificação de materiais com potencial tolerância. Diante disso pesquisas vêm sendo feitas utilizando água salinas para o cultivo na região nordeste, como na gravioleira umas das frutíferas de importância comercial do gênero *Annona* (Nobre et al., (2003) e Távora et al., (2004)), além de outras frutíferas como nos citros (Brito et al., 2008), ressaltando a importância de estudar outras fruteiras como a pinheira, já que são escassos os estudos envolvendo qualidade da água para esta fruteira.

Sendo assim, considerado a importância da cultura da pinheira para região nordeste, que apresenta limitações hídricas, Objetivou-se avaliar o efeito da irrigação com água salina em plantas de pinheira sob dois substratos.

Material e métodos

O experimento foi realizado em ambiente protegido do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande (CCTA-UFCG) Campus Pombal, PB, no período de maio a julho de 2011.

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso com os tratamentos distribuídos no esquema fatorial (5x2), sendo cinco níveis de salinidade da água de irrigação (NS= 0,3; 1,2; 2,4; 3,6; 4,8 dSm^{-1}) e dois substratos (S) (S1= 50% de solo + 25% de esterco bovino + 25% de areia; S2= 40% de solo + 40% de esterco bovino + 20% de areia), repetidos em três blocos,totalizando trinta parcelas e cada parcela contou com 10 plantas.

Para a produção de mudas foram utilizadas bandejas de isopor de 200 cédulas, onde cada cédula continha uma capacidade de 25 ml de substrato. Os substratos foram compostos por diferentes frações de terra vegetal, areia e esterco bovino curtido, sendo as características físico químicas dispostas na Tabela 1.A semeadura foi feita na razão de uma semente por cédula,resultando em 10 sementes por parcela, sendo estas previamente submersas em acido acético a 4% (vinagre) durante 15 minutos, visando realizar assepsia.

Tabela 1.Características químicas do solo usado na produção de mudas de mamoeiro sob irrigação com água salina. Pombal, PB, 2012.

	C.E	pH	P	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	Na^+	Al^{3+}	$H^+ + Al^{3+}$	SB	T	MO
	dS/m	$CaCl_2$	3S $3S^{-3}$	----------cmol$_c$dm^{-3}----------								g kg^{-3}
Solo	0,06	6,55	11	0,51	3,55	3,15	0,29	0,00	0,66	7,21	7,87	9

P, K, Na: extrator Mehlich1; Al, Ca, Mg: extrator KCl 1,0 mol L-1; SB=Ca+2+Mg+2+K++Na+; H + Al: Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L-1, pH 7,0; CTC=SB+H++Al+3; M.O.: Digestão Úmida Walkley-Black; PST= Percentagem de Sódio Trocável

As irrigações foram realizadas duas vezes ao dia, de modo a deixar o solo com umidade próxima à capacidade de campo, baseando-se no método da lisimétria de drenagem, sendo a lâmina aplicada acrescida de uma fração de lixiviação de 20%.

As águas de irrigação foram preparadas acrescentando-se sais de NaCl, $CaCl_2.2(H_2O)$ e $MgCl_2.6(H_2O)$ na proporção de 7x2x1, respectivamente,à água de abastecimento, CE_a = 0,27dSm^{-1}, proporção indicada por Audry & Suassuna (1995) e Medeiros (2003), por representar a composição média das águas nos Nordeste Brasileiro, até se obter o nível desejado de salinidade, a qual foi calibrada com uso de

um condutivímetro de bancada, sendo a condutividades elétrica ajustada à temperatura de 25 ºC.

O experimento foi conduzido durante 45 dias após o plantio (DAP), nos quais foram o crescimento em Altura de planta (AP) (cm), referente a distância entre o solo e o ápice caulinar das plantas com uso de uma régua, diâmetro caulinar (DC) (mm), obtido com uso de um paquímetro digital a uma altura de 2 cm do solo; ainda, aos 45 dias após a semeadura, coletou-se as plantas, separando-se caule e folhas das raízes em sacolas de papel, as quais foram acondicionadas em estufa de circulação de ar a 65ºC por 72 horas, obtendo-se, então, a massa seca da parte aérea (MSPA) (caule mais folhas) (g) e massa seca da raiz (MSR) (g), com o somatório destas massas, encontrou-se a massa seca total (MST) (g), ainda, estudou-se a relação raiz/parte aérea (RRPA), ao se dividir a MSR pela MSPA, sendo os resultados expressos em decimal.

As variáveis analisadas foram submetidas a analise de variância (teste F) e teste de Tukey até 5% de probabilidade, além de serem submetidas a analise de regressão polinomial utilizando-se do *software* Sisvar 4.0 (Ferreira, 2000).

Resultados e Discussão

Obsevou efeito da interação entre os níveis de salinidade da água e substratos na matéria seca da parte aérea, das raízes e total das plântulas de pinheira ao nível de 1% de probabilidade (Tabela 2). Ademais, verificou-se, em todas as variáveis para os níveis de salinidade da água de irrigação (dSm^{-1}), com efeito isolado do substrato apenas para o diâmetro caulinar (DC) (Tabela e). Tais resultados confirmam que a salinidade pode promover efeitos variados em plantas de mesma espécie como descrito por Ayers & Westcot (1999) e fortalecem que o manejo da água e do solo, é uma alternativa forte para os estudos da salinidade em regiões áridas e semiaridas.

Tabela 2. Resumo da analise de variância e teste de comparação de médias das variáveis dias para emergência (DPE), percentagem de emergência (PE) altura de planta (AP) (cm), diâmetro caulinar (DC) (mm), de mudas de pinheira em diferentes substratos e níveis salinidade da água de irrigação aos 45 dias após a semeadura. Pombal, PB, 2013.

FV	GL	QM					
		AT	DC	MSPA	MSR	MST	RRPA
S	1	0,1638 ^{NS}	0,1428**	0,000930 ^{NS}	0,000188 ^{NS}	0,000282 ^{NS}	0,044011**
NS	4	5,1452**	0,6442**	0,081559**	0,036019**	0,225825**	0,185811**
S x NS	4	0,1148 ^{NS}	0,0236 ^{NS}	0,002390**	0,000813**	0,005831**	0,010434 ^{NS}
BLOCO	2	0,0320 ^{NS}	0,0018 ^{NS}	0,000598 ^{NS}	0,000164 ^{NS}	0,001377 ^{NS}	0,000908 ^{NS}
ERRO	18	0,0577	0,0139	0,000247	0,000124	0,000618	0,004623
CV		6,63	5,23	8,96	8,23	8,00	7,90
MÉDIA		3,6214	2,2550	0,1753000	0,1354333	0,3107333	0,8607393

**= 1% de probabilidade, *= 5% de probabilidade NS= não significativo; GL= grau de liberdade; CV= coeficiente de variação; S1= Substrato 1; S2= Substrato 2.

*** = 1% level, * = 5% probability, NS = not significant; GL = degree of freedom, CV = coefficient of variation. S1: substrate 1; S2: substrate 2.*

Diante do crescimento em altura das mudas de pinheira, observou, reduções lineares de -0,511 cm, como aumento unitário dos níveis de salinidade da água de irrigação (Figura 1A). Considerando-se que o aumento da concentração de sais no solo acarreta prejuízos no desenvolvimento e crescimento das plantas (Ayers & Westcot, 1999), principalmente quando essas concentrações têm o sódio como sal mais representativo, como observados nos substratos que receberam os maiores níveis de salinidade.

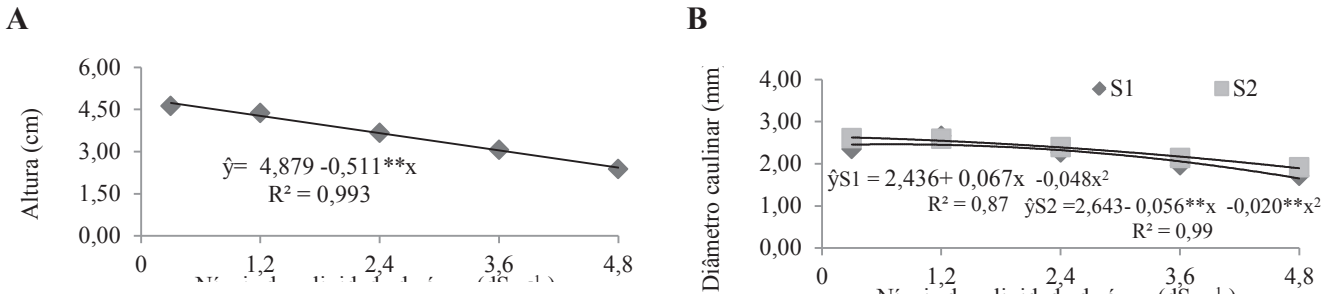


Figura 1. Altura (AT) (cm) (A) e Diâmetro caulinar (DC) (mm) (B) de plantas de pinheira em função da salinidade da água (dS m^{-1}) e substratos aos 45 dias após semeadura. Pombal, PB, 2013.

O aumento da concentração de sais na água de irrigação influenciou quadraticamente o crescimento caulinar da pinheira em ambos os substratos (Figura 1B). O diameto caulinar teve o maior crescimento quando irrigado com água a 0,7 dSm^{-1} no subtrato 1, e de 1,4 dSm^{-1} quando cultivado no substrato 2. Destaca-se que o fato de que as plantas cultivadas no substrato 2, terem alcançado o seu melhor desenvolvimento do caule quando irrigado com água a 1,4 dSm^{-1}, podem esta relacionado a maior presença de coloides orgânicos no substrato e da presença de sais de Ca^{+2} e Mg^{+2} na água de irrigação que são nutrientes de plantas. O substrato (2) foi o que apresentou os melhores resultado com 5,6% a mais de crescimento caulinar que o substrato 1 em média (Figura 2. D).

Foram verificados os impactos da salinidade da água sobre o crescimento da pinheira, isso, sobremaneira, se refletiu no ganho de biomassa pelas plantas (Figura 3); sendo assim, considerando que a irrigação com água de baixa qualidade elevou potencialmente à salinidade do substrato, pode-se inferir que houve alterações fisiológicas e nutricionais e, com isso, impactos no crescimento das plantas; segundo Taiz & Zeiger (2009) as alterações fisiológicas e nutricionais podem ser relacionadas à competitividade de íons tóxicos com os nutrientes essenciais as plantas, a exemplo do nitrogênio e potássio, impedido a sua absorção acarretando desequilíbrio hormonal e

osmótico. Para complementar ressalta-se a literatura reporta que é abundante a presença de íons tóxicos em solos salinos ou em estado de salinização, tendo em vista que o acumulo de sais, principalmente os sais de Na^{+}, provocam desequilíbrio nutricional (Dechen et al., 1999) e modificações no potencial osmótico da planta (Flowers & Flowers, 2005).

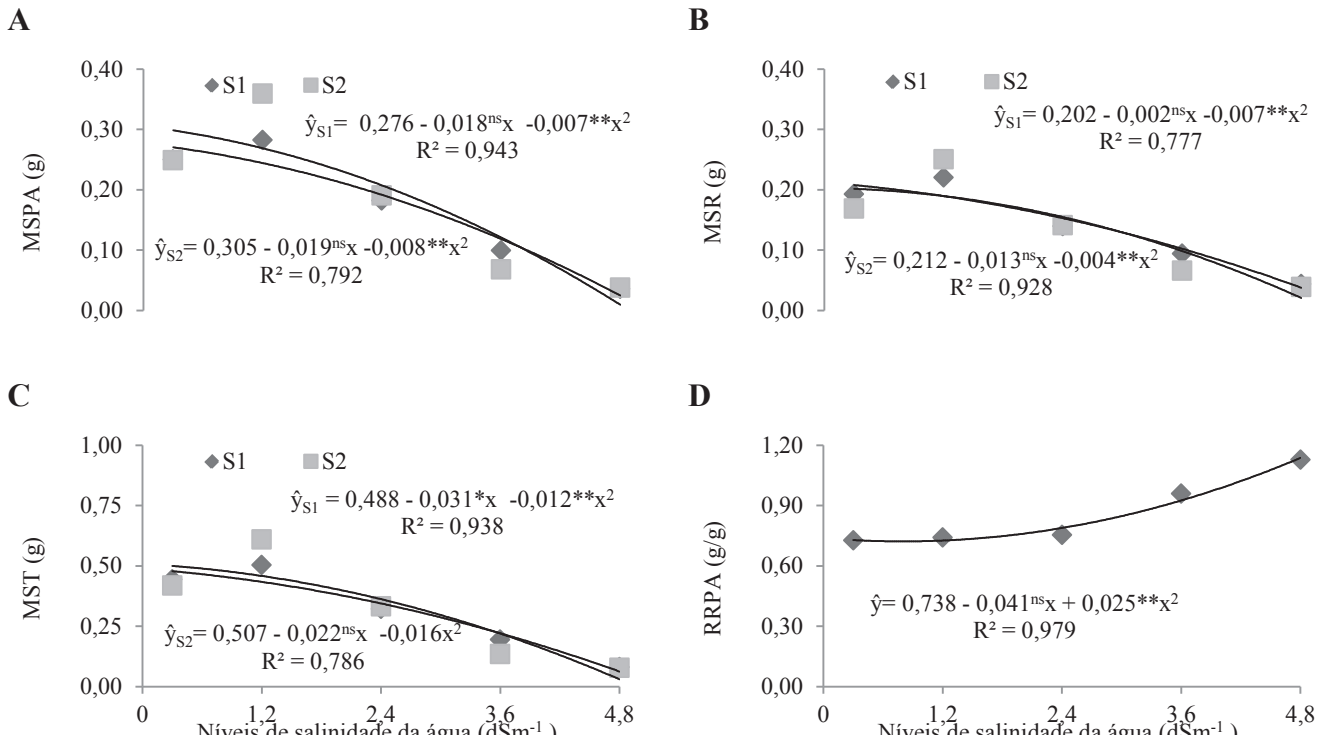


Figura 3. Massa seca da parte aérea (MSPA) (g) (A), massa seca das raízes (MSR) (g) (B) e massa seca total(MST) (g) (C) das plantas de pinheira em função da salinidade da água (dS m^{-1}) e substratos aos 45 dias após semeadura. Pombal, PB, 2013.

Avaliando-se os valores médios, os melhores resultados foram obtidos nas plantas irrigadas com água de 1,2dSm^{-1}, obtendo 0,28 g para MSPA, 0,22 g para MSR e 0,5 g para MST no substrato (1) e de 0,36 g para MSPA, 0, 25g para MSR e 0,61 para MST para o substrato (2), em média (Figura 3. A, B e C). O substrato dois se destacou chegando próximo aos 0,71g obtidos por Wagner Junior et al., (2006) quando as mudas foram cultivas em substrato comercial Plantmax®. As reduçõesna massa seca das plantas com aumento da salinidade da água, também foram observadas por Távora et al., (2004) estudando a gravioleira e por Brito et al., (2008) em híbridos de citros.

A relação raiz parte área da mudas foi influenciada significativamente pelos níveis de salinidade da água de irrigação, aumentando quadraticamente conforme aumento da salinidade, tendo o substrato (1) obtido a maior RRPA em media. Esse resultado demonstra que a parte aérea da plantas de pinheira, apresenta maior sensibilidade ao aumento da salinidade em sua fase inicial, o que pode esta relacionada às limitações nos processos fotossintéticos, além de que o aumento da superfície de contato do sistema radicular ajuda na absorção de íons específicos. Resultados semelhantes foram encontrados por Ferreira et al., (2001) na goiabeira.

Conclusão

1. As plantas de pinheira alcançaram o melhor desenvolvimento quando cultivadas no substrato 2 contendo 40% de solo, 40% de esterco bovino e 20% de areia. A salinidade da água de irrigação até 1,2 dSm^{-1} se demonstrou favorável ao crescimento inicial da pinheira.
2. As variáveis mais afetas pela salinidade foram a matéria seca da parte aérea e matéria seca das raízes.

Referencias

Audry, P.; Suassuna, J. A. A qualidade da água na irrigação do trópico semi-árido um estudo de caso. In: Seminário Franco-Brasileiro de Pequena Irrigação. Recife, Anais... Recife: CNPq, SUDENE, p.147-153, 1995.

Ayers, R. S.; Westcot, D. W. Qualidade da água na agricultura. In: Gheyi, H.R.; Medeiros, J. L.; Damasceno, F. A. V. (Trad.). Campina Grande: Universidade Federal da Paraíba. 1999, 153 p. (Estudos FAO: Irrigação e Drenagem, 29 Revisado).

Brito, M. E. B.; Fernandes, P. D.; Gheyi, H. R.; Melo, A. S. de; Cardoso, J.A.F.; *Soares Filho, W.* dos *S.* Sensibilidade de variedades e híbridos de citrange à salinidade na formação de porta-enxertos. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v.3, n.4, p.343-353, 2008.

Dechen, A.R.; Furlani, A.M.C.; Furlani, P.R. Tolerância e adaptação de plantas aos estresses nutricionais. In: Siqueira, J. O.; Moreira, F. M. S.; Lopes, A. S.; Guilherme, L. R. G.; Furlani, F. V.. Furtini Neto, A. E.; Carvalho, J.G. (Ed.) Inter-relação fertilidade

biologia do solo e nutrição de plantas. Viçosa: SBCS; Lavras: UFLA/DCS, 1999, p.337-361.

Ferreira, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade Internacional de Biometria, São Carlos, SP. p.255-258, 2000.

Ferreira, R. G., Távora, F. J. A. F.; Hernandez, F. F. F. Distribuição da matéria seca e composição química das raízes, caule e folhas de goiabeira submetida a estresse salino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 36, n. 1, p. 79-88, 2001.

Flowers, T. J.; Flowers, S. A. Why does salinity pose such a difficult problem for plant breeders? **Agricultural Water Management**, v.78, n.1, p.15-24, 2005.

Maia, G.A; Mesquita Filho, J. A; Barroso, M. A. T.; Figueiredo, R. W. Características físicas e químicas da ata. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, 10: 1073-1076, 1986.

Medeiros, J. F. de; Lisboa, R. A.; Oliveira, M. de; Silva Júnior, M.J.; Alves, L. P. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. **Revista Brasileira Engenharia Agrícolae Ambiental**, v. 7, n.3,p. 469-472, 2003.

Nobre, R. G.; Fernandes, P. D.; Gheyi, H. R.; Santos, F. J. S.; Bezerra, I. L.; Gurgel, M. T. Germinação e formação de mudas enxertadas de gravioleira sob estresse salino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 12, p. 1365-1371, 2003.

Nogueira, E.A.; Mello, N. T. C.; Maia, M .L. Produção e comercialização de anonáceas em São Paulo e Brasil. **Informações Econômicas**, v.35, n.2, p.51-53, 2005.

Ochse, J.J.; Soule Jr., M.J.; Dijkman, M.J.; Wehlburg, C. Otros cultivos frutales. In: Cultivo y mejoramiento de plantas tropicales e subtropicales. México: Ed. Limusa, 1974. p.587-818.

Taiz, L.; Zeiger, E. Fisiologia vegetal. 4.ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 819p.

Távora, F. J. A. F.; Lima, E. C. C.; Hernandez, F. F. F. Composição mineral das raízes caules e folhas em plantas jovens de graviola submetidas a estresse salino. **Ciência Agronômica**, Vol. 35, N.1, p. 44 – 51, 2004.

ESTUDO PRELIMINAR DA QUALIDADE DAS ÁGUAS DO RESERVATÓRIO DE IGARAPAVA

Projeto financiado: CEMIG/ANEEL

Ludmila Vieira Lage. Estatística. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais [Av. Dom José Gaspar, 500 - Coração Eucarístico - Belo Horizonte- MG - CEP 30535-901. Email: lageludmila@yahoo.com.br]

Claudia de Vilhena Schayer Sabino. Doutora em Química. Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais [Av. Dom José Gaspar, 500 - Coração Eucarístico - Belo Horizonte- MG - CEP 30535-901. Email: sabinoc@pucminas.br]

Marcela David de Carvalho. Bióloga. Companhia Energética de Minas Gerais. [Av.Barbacena 1200, – Belo Horizonte – MG – CEP 30190-131. Email: marcela.david@cemig.com.br]

Ana Paula Peres. Analista Sócio Ambiental. Consórcio da usina Elétrica de Igarapava. [Praça Rui Barbosa, 600 – Uberaba –CEP -38010 – 240. Email: paula.peres@uhe-igarapava.com.br]

Resumo

O monitoramento das águas no reservatório UHE Igarapava visa atender a licença de operação estipulada pelo IBAMA e o presente trabalho teve como finalidade fazer um estudo preliminar da qualidade das águas da represa. Os resultados foram obtidos por meio de técnicas estatísticas robustas, pois elas não dependem da distribuição dos dados ou da presença de *outliers*, características comuns em dados ambientais. A análise de Componentes Principais Robustas mostrou que a componente 1 está associada ao uso do solo e a componente 2 à presença do nitrato e fósforo na região, indicando sua relação com agricultura, esgotos domésticos e industriais. As componentes 3 e 4 representam os comportamentos climáticos da região em estudo. Os testes não paramétricos aplicados aos escores mostraram que há diferença estatisticamente significativa entre as estações em todas as componentes principais e não há diferença em relação às diferentes profundidades de coleta. Apenas nas componentes 3 e 4 há uma diferença sazonal significativa. O estudo com os dados disponíveis não permitem uma análise definitiva da região, porém pode-se perceber que a água do reservatório de Igarapava ainda apresenta boa qualidade de acordo com legislação vigente.

Palavras-chave: Técnicas estatísticas robustas, Contaminadores, Uso e ocupação do solo

INTRODUÇÃO

O Brasil fez opção por produção de energia hidroelétrica e vem expandindo sua matriz e investindo na manutenção e otimização das usinas hidroelétricas (UHEs) já existentes. Em todas estas represas o monitoramento da água é fundamental para fazer previsões de proliferação de algas e/ou macrófitas, mortandade de peixes, prevenção de corrosão e outros aspectos relacionados ao funcionamento das usinas.

A análise da qualidade das águas em reservatório deve levar em consideração as variáveis climáticas, pois existe clara relação entre as propriedades físicas e químicas na determinação da qualidade da água (EVANS *et al*., 2006; LIU *et al*., 2008).

O estudo da qualidade das águas do Rio Grande no trecho hoje ocupado pelo reservatório UHE Igarapava vem sendo realizado com o intuito de atender a licença de operação estipulada pelo IBAMA.

Este trabalho teve como finalidade fazer um estudo preliminar da qualidade das águas da represa de Igarapava, aplicando técnicas modernas para tratamento adequado dos dados disponíveis. É interessante salientar que poucos estudos foram realizados na área, de acordo com a literatura especializada.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo

A Usina Hidrelétrica de Igarapava está localizada no rio Grande, a 400 km de Belo Horizonte e 450 km de São Paulo. O reservatório da UHE Igarapava é tipo fio d'água com pequeno tempo de retenção e faz parte de um sistema conhecido como escada d'água, por causa da quantidade de UHE's que estão estabelecidas no rio Grande desde a nascente na Serra da Mantiqueira.

O ponto de monitoramento IG110 fica a jusante da UHE Igarapava e sofre influência da plantação de cana de açúcar. O IG120 fica no leito da represa, próximo também a local onde há intensa plantação de cana de açúcar. O ponto IG130 fica a jusante da Represa de Jaguara e a montante de Igarapava e a qualidade da água neste ponto reflete a da que abastece a represa.O IG140 localiza-se no Córrego Santa Rita que recebe todo o esgoto doméstico da cidade de Igarapava. Desde 2008 o esgoto de Igarapava vem sendo tratado, mas existem ainda esgotos clandestinos. O ponto IG180 está localizado no ribeirão Borá que sofre impactos de origem antrópica, se

apresentando em processo de deterioração, caracyerizada pela perda na qualidade da água. O IG200 fica a montante da barragem e representa a porção limnética do reservatório em estudo. Existe uma draga de areia nas proximidades desta estação e o equipamento revolve grandes quantidades de sólidos.

A Figura 1 apresenta a localização aproximada das estações de amostragem demarcadas na área de interesse.

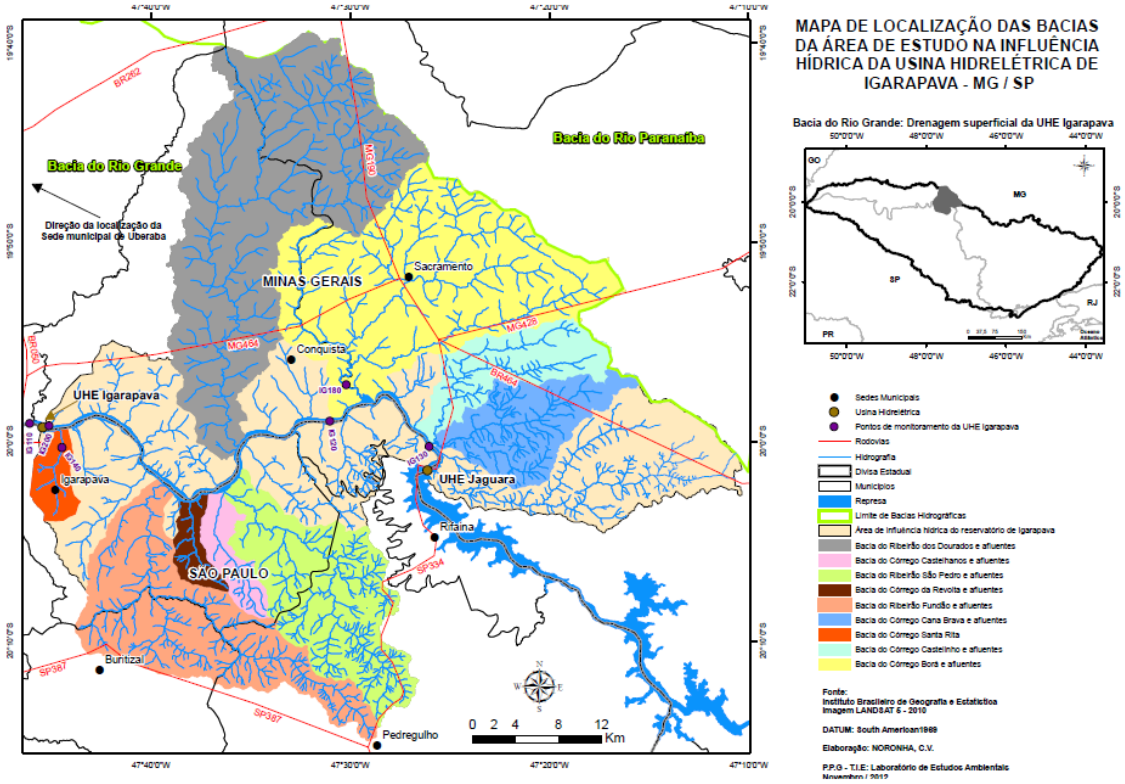


Figura 1. Localização das estações de coleta de monitoramento de qualidade de água da área de contribuição da UHE Igarapava.

Características dos dados

Os dados estudados referem-se às coletas trimestrais realizadas entre agosto de 1999 e março de 2012. As coletas foram realizadas em três níveis de profundidade (superfície, metade da zona eufótica e fundo). A maior profundidade de coleta corresponde a 25 m e as coletas superficiais foram feitas a 20 e 30 cm de profundidade.

Adequação dos dados e análise estatística

As variáveis monitoradas foram avaliadas em relação ao percentual de amostras, cujos valores violaram os limites legais da legislação federal (CONAMA Nº357/05).

A seleção de variáveis e amostras foi feita de acordo com o sugerido por REIMANN *et al.(* 2008).

Para os estudos estatísticos foi utilizado o *software* R que é gratuito e possui técnicas robustas para análise de dados.

A Análise de Componentes Principais (PCA) é a técnica multivariada mais utilizada para explorar, interpretar e reduzir os dados, sem que haja perda de informação. Na PCA Robusta os autovalores, autovetores, matrizes de correlação e covariância são determinados por cálculos robustos não sujeitos a influência de *outliers*. Para o cálculo de componentes principais robustas foi feita a transformação log-centralizada (REIMANN *et al.,* 2008), o que visou equiparar a ordem de grandeza das diferentes variáveis.

Uma vez determinadas as componentes principais, os seus valores numéricos, denominados escores, foram calculados para cada elemento amostral. Os testes Mann-Whitney e Kruskal-Wallis foram aplicados aos escores de cada componente principal. O primeiro teste foi utilizado para verificar se há diferença entre os períodos climáticos. Já o segundo teste comparou as diferentes profundidades de coleta e os pontos de monitoramento. Estes testes, não paramétricos, comparam tendências centrais de amostras independentes. O nível de significância adotado para os testes foi de 5%.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2 apresenta as variáveis em desconformidade com legislação federal para águas de classe II, que são águas doces onde pode ocorrer pesca ou cultivo de organismos**.** Barcos e mineração podem ser considerados possíveis fontes de poluição por óleos e graxas, ao passo que coliformes termotolorantes e substâncias tensoativas estariam relacionados aos efluentes domésticos e industriais dos municípios que compõem a bacia do reservatório de Igarapava. Manganês e ferro, além de já fazerem parte da geologia da região, são normalmente liberados pela explotação da areia.

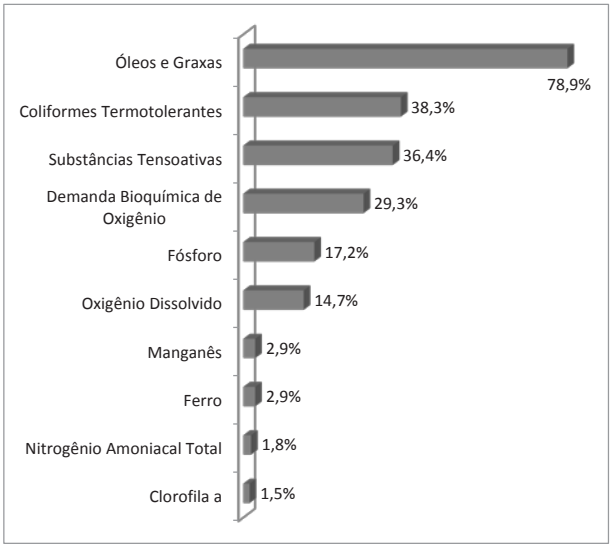


Figura 2. Variáveis que não atenderam à legislação - 1997 a 2010

Após o tratamento dos dados para seleção de variáveis e coletas, foi feita a ACP Robusta em 193 coletas (90% do total de coletas iniciais) e com as variáveis condutividade elétrica, demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio(DQO), ferro (Fe), fósforo (P), nebulosidade, nitrato, nitrogênio total (NT), oxigênio dissolvido (OD), pH, sólidos dissolvidos totais (SDT), temperatura do ar, turbidez, umidade e velocidade do vento.

A ACP Robusta indicou que as quatro primeiras componentes principais (autovalor >1) são suficientes para explicar 70% da variação total dos dados. Na Figura 3 é apresentado o gráfico biplot de escores (pontos identificando as coletas) e pesos (setas) das componentes principais 1 e 2.

A componente 1 explica 33% da variabilidade dos dados e expressa a importância da presença do ferro na região. O ferro, encontrado no arenito, está presente na água devido à explotação de areia. Esta componente indica também a relação entre condutividade elétrica e umidade. No período chuvoso, época de maior umidade, a condutividade pode ser alterada devido à turbulência e lixiviação.

O teste Kruskal-Wallis aplicado aos escores da componente 1 demonstra que há diferença estatisticamente significativa entre as estações (p=0,000). Os pontos de monitoramento IG120 e IG180 apresentaram a menor variabilidade e os escores mais altos da componente 1. Estes pontos são os mais atingidos por ação antrópica, principalmente agricultura (cana de açúcar). Esta componente pode ser associada ao uso do solo, principalmente mineração (Fe) e agricultura (condutividade, pH, OD e temperatura).

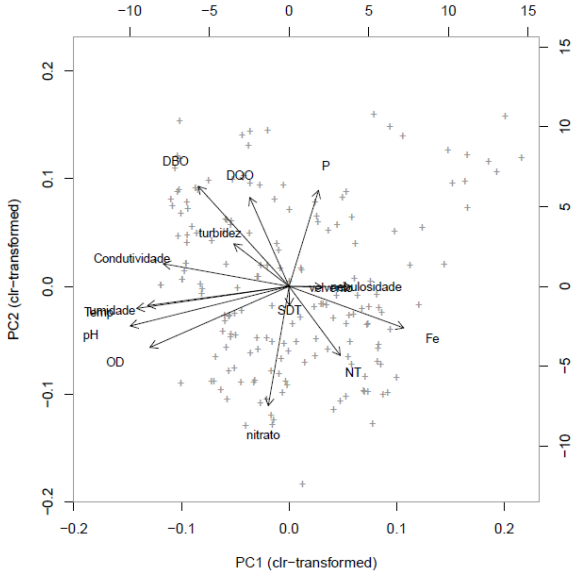


Figura 3. Gráfico Biplot das componentes principais 1 e 2

A componente 2 explica 14% da variabilidade total e se relaciona à presença do nitrato e fósforo na região. O fósforo é proveniente de três fontes principais: agricultura, esgoto doméstico e da contaminação proveniente da represa Jaguara a montante de Igarapava. Em Jaguara está o ponto de coleta BG057, monitorado pelo Instituto Mineiro de Gestão das Águas (IGAM, 2010), no Córrego Gameleira que é um dos pontos com maior contaminação de fósforo no Estado de Minas Gerais. Este ponto reflete a contaminação devida ao Distrito Industrial III de Uberaba, instalado nas proximidades que apesar das tentativas de tratar seus efluentes, não consegue eliminar grandes quantidades de contaminadores, inclusive o fósforo, que promove a eutrofização do córrego. A componente também está relacionada à DBO e DQO.

Considerando os escores da componente 2, o teste kruskal-Wallis aponta uma diferença estatisticamente significativa entre as estações (p=0,044). Com exceção das estações IG120 e IG180, percebe-se uma alta variabilidade dos escores da componente 2. Os maiores escores encontram-se no ponto de coleta IG140, que por muitos anos recebeu o esgoto da cidade Igarapava. Esta componente pode ser associada a esgotos domésticos e industriais.

Na Figura 4 é apresentado o gráfico biplot das componentes principais 3 e 4.

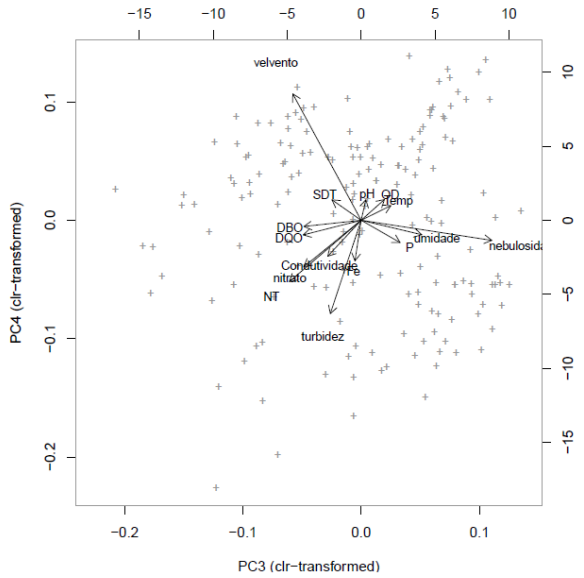


Figura 4. Gráfico Biplot das componentes principais 3 e 4

A componente 3 explica 13% da variância total e mostra a relação inversa entre nebulosidade e velocidade do vento. Já a componente 4 explica 10% da variância total e detecta a relação entre velocidade do vento e turbidez.

Avaliando a distribuição anual da precipitação e a velocidade média anual do vento na região, percebe-se que as chuvas ocorrem com maior intensidade entre os meses outubro e abril e a velocidade do vento aumenta em julho, agosto e setembro. Estes comportamentos climáticos explicam as relações citadas entre as variáveis das componentes 3 e 4. No período de seca, a velocidade do vento aumenta e diminui a incidência de nuvens. Na estiagem, também há pouca turbidez, uma vez que não há lixiviação e é menor o turbilhonamento nas águas.

O teste Kruskal-Wallis aplicado aos escores das componentes 3 e 4 mostra que há diferença estatisticamente significativa entre as estações. A diferença já era esperada, uma vez que a velocidade do vento em cada estação depende do entorno, que é diferente em cada caso.

Com relação às diferentes profundidades de coleta, constatou-se que em nenhuma das quatro componentes principais há diferença estatisticamente significativa entre a superfície, meia zona eufótica e fundo. A semelhança da qualidade da água nas diversas profundidades se deve ao fato do reservatório ser do tipo fio de água, com baixo tempo de retenção e não estratificado.

No caso da aplicação do teste Mann-Whitney ao período climático observa-se que apenas os escores das componentes 3 e 4 apresentaram diferenças significativas, reforçando a importância das variáveis climáticas para estas componentes.

CONCLUSÃO

1. Este estudo preliminar indicou que no reservatório as principais fontes de contaminação são esgotos industriais e domésticos e explotação de areia.
2. A maioria dos resultados analíticos apresenta valores menores que os estabelecidos na legislação vigente o que sugere que a água do reservatório de Igarapava ainda apresenta boa qualidade.
3. Deve ser salientado que óleos e graxas, coliformes termotolerantes e substâncias tensoativas, variáveis que apresentam maior número de desconformidades, não apresentam resultados suficientes para análises estatísticas. É necessário estabelecer um protocolo mais rigoroso que o atual para coleta e análise de amostras, que deverá ser seguidos rigorosamente.

REFERÊNCIAS

- EVANS, C. A.; COOMBES, P. J.; DUNSTAN, R. H. Wind, rain and bacteria: The effect of weather on the microbial composition of roof-harvested rainwater. **Water Research**, v. 40, n. 1, p. 37-44, 2006.
- IGAM - Instituto Mineiro de Gestão das Águas. **Relatório Monitoramento da Qualidade das águas Superficiais da Bacia do Rio Grande em 2009**. Belo Horizonte: Projeto Águas de Minas, 2010.
- REIMANN, C.; FILZMOSER, P.; GARRETT R.; DUTTER R. **Statistical data analysis explained: Applied environmental statistics with R**. John Wiley & Sons, 2008.
- Nº, Resolução CONAMA. 357, de 17 de março de 2005. **CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE. Disponível em:< http://www. mma. gov. br/conama/>. Acesso em:** 08 Dezembro 2012
- LIU, Xiao-bo et al. A coupled model of hydrodynamics and water quality for Yuqiao reservoir in Haihe river basin. **Journal of Hydrodynamics, Ser. B**, v. 20, n. 5, p. 574-582, 2008.

A PARTICIPAÇÃO SOCIAL NA GESTÃO HÍDRICA PÁTRIA À LUZ DA LEI FEDERAL n. 9.433/97

Manoel Nascimento de Souza

Mestrando do Programa de Pós-graduação em Ciências Jurídicas da Universidade Federal da Paraíba - UFPB. E-mail: manoelsouzza@hotmail.com. Bolsista da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - CAPES.

Resumo: a água vem sendo utilizada de modo deletério por determinados agentes econômicos e sociais que cada vez mais comprometem o acesso deste recurso a todos que necessitam tanto para presente quanto futura geração; tal realidade demanda a adoção de uma mudança paradigmática deste sistema de apropriação hídrica, via atuação responsável destes sujeitos, como reflexo de cidadania ambiental. Nesse sentido, este trabalho tem como escopo analisar como o ordenamento jurídico nacional tem tratado essa realidade atentando-se para garantia jurídica existente voltada para viabilizar a participação social na busca pela sustentabilidade na gestão dos recursos hídricos nacionais. Para tanto se realizou uma pesquisa bibliográfica de caráter qualitativo sobre a temática, empregando-se como método de abordagem a hermenêutica jurídica. Através da qual, se constatou que a institucionalização dos Comitês de Bacia Hidrográfica pela Lei Federal n. 9.433/97 (Política Nacional de Recursos Hídricos) funciona como mecanismo que operacionaliza a participação social na elaboração das políticas públicas ambientais em prol do compartilhamento do poder de gerenciamento das águas com a compatibilização de interesses dos usuários hídricos em prol uso sustentável e a proteção da água; servindo estes órgãos como instrumento para promoção de uma cidadania ambiental participativa na gestão dos recursos hídricos nacionais.
Palavras-chaves: Água, cidadania ambiental, garantia jurídica, participação social.

Abstract: water is being used by certain so deleterious economic and social agents that increasingly jeopardize access this resource to all who need both for present and future generations; such reality demands the adoption of a paradigm shift of this water system ownership, via responsible performance of these subjects, as a reflection of environmental citizenship. In this sense, this work is scoped to analyze how the national legal system has treated this reality, attention should be directed to existing legal guarantees to enable social participation in the search for sustainability in the management of national water resources. For that we conducted a qualitative literature on the subject, using a method of approach to legal interpretation. Through which it was found that the institutionalization of Watershed Committees by Federal Law 9.433/97 (National Policy on Water Resources) operates as a mechanism that operationalizes social participation in the preparation of environmental public policies in favor of sharing power management of waters with the compatibility of interests of water users towards sustainable use and protection of water ; serving these organs as a tool to promote environmental citizenship in participatory management of national water resources.
Keywords: Water, environmental citizenship, legal guarantee, social participation.

INTRODUÇÃO

Em razão do atual estágio conflitante em que se encontra a relação homem-natureza, resultante da deletéria apropriação antrópica dos recursos ambientais, torna-se cada vez mais imprescindível a adoção de uma mudança comportamental, ética e política por parte da sociedade em busca da preservação ambiental e consecução da sadia qualidade de vida, via o exercício da cidadania voltada para preservação do aporte material que sustenta a vida no planeta Terra, a natureza.

Nesse sentido, a questão da água apresenta-se como expressão dessa realidade, o aumento da demanda, a má distribuição hídrica e a inadequada utilização dos mananciais vêm cada vez mais comprometendo o acesso à esse recurso para a presente e futura geração. Ademais, os divergentes interesses sobre a mesma e a variedade de usuários dão margem para a prevalência de uns em detrimento de outros, ocasionando conflito entre os usuários e sobretudo comprometendo a utilização responsável, justa e sustentável deste recurso. Sendo, necessária a implementação de uma gestão equilibrada da água, alicerçada na harmonização dos variados usos e na conciliação das diferentes necessidades dos usuários, através de um processo democrático consubstanciado no princípio da participação, que permita a todos os sujeitos envolvidos a alcançarem coletivamente a operacionalização da administração sustentável da água, como resultado da prática de cidadania ambiental.

Deste modo, a presente pesquisa busca analisar como o ordenamento jurídico pode influenciar nesse processo, por meio do estabelecimento jurídico de arranjos institucionais que viabilizem a instrumentalização do princípio da participação social na gestão dos recursos hídricos nacionais, a exemplo do estabelecimento da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal n. 9.433/97) a qual estipula a criação de órgãos que viabilizam o engajamento social na administração hídrica pátria - os Comitês de Bacia Hidrográfica.

MATERIAIS E MÉTODOS

O procedimento metodológico empregado para realização da presente pesquisa consistiu no desenvolvimento de uma pesquisa bibliográfica e de natureza qualitativa

sobre a temática, empregando-se como método de análise a hermenêutica jurídica que conforme Nader (2004) possibilita o estabelecimento de critérios de orientação geral na interpretação dos diplomas normativos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A água em razão das propriedades físico-químicas que possui apresenta-se como recurso natural essencial à consecução de uma existência digna dos seres vivos, e sobretudo, da vida no planeta Terra. Todavia, em razão da deterioração de mananciais e a alta demanda socioeconômica, a privação do acesso à água de qualidade e em quantidade necessária vem sendo cada vez mais uma constante para muitos povos e nações.

No que atine ao Brasil, apesar de ser reconhecido por sua relativa abundância de água doce (12% do nível mundial), não há cosonância entre sua distribuição territorial e sua densidade populacional, pois a maior parte deste total (78% das águas superficiais) está na Região hidrográfica do Amazonas cuja concentração populacional é de menos de 2 a 5 hab/km², ao passo que outras regiões, como a Região hidrográfica do Paraná conta com somente 6% do volume hídrico nacional e uma densidade populacional que varia de 25 a mais de 100 hab/km² (REBOUÇAS; BRAGA; TUNDISI, 2006); destacando-se ainda a realidade do nordeste brasileiro que enfrenta conflitos hídricos expressivos em face das baixas precipitações e dá má distribuição espacial das chuvas.

Dessa forma, tais circunstâncias naturais conjugadas aos comportamentos humanos de desperdício e poluição (doméstica e industrial) vêm comprometendo a disponibilidade de água doce no Brasil. Em relação ao desperdício cerca de 40% de toda água retirada no Brasil é desperdiçada e a maior parte desse recurso vai para a agricultura, cujo índice de desperdício na irrigação chega a 60%; nos sistemas públicos de distribuição de água o desperdício médio é de 40% do total que sai das estações de tratamento (ALMANAQUE BRASIL SOCIOAMBIENTAL, 2008). Já a poluição dos corpos hídricos se caracteriza pela crescente deterioração da qualidade das águas doces decorrente das descargas de efluentes industriais e urbanos nos corpos hídricos sem o devido tratamento prévio, cerca de "80% dos resíduos gerados são lançados diretamente

nos rios sem nenhum tipo de tratamento" (ATLAS SOCI-ÁGUA BRASIL, 2011, p. 3), ocasionando, assim, o comprometimento de seus usos múltiplos.

Tal realidade demanda a urgente implementação de uma gestão sustentável dos recursos hídricos nacionais, alcançada somente com a implementação efetiva de uma política administrativa que assegure o gerenciamento racional e democrático do uso e controle destes recursos. Ademais, este modelo de gestão só se perfaz quando se garante a participação dos principais atores sociais demandantes de água, ou seja, os próprios usuários, pois são eles que consomem este recurso natural além de serem os responsáveis pelo atual estágio qualitativo e quantitativo que se encontra os corpos hídricos nacionais; apresentando-se, assim, a participação social como reflexo da cidadania ambiental, que segundo o Pnuma (2012) esta se consubstancia nos direitos e responsabilidades de cada ator social frente ao meio ambiente, fundamentados nas noções de igualdade e participação.

Devido a importância e necessidade dessa ação em conjunto, o ordenamento jurídico nacional, através do arcabouço constitucional, em reconhecimento ao direito fundamental ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, disciplinou em seu artigo 225 que todos têm direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, impondo-se ao Poder Público e à coletividade o dever de defendê-lo e preservá-lo para as presentes e futuras gerações; normatizando desse modo a necessidade de participação conjunta do Estado, entes privados e a sociedade como um todo para atuarem em prol da defesa do meio ambiente. Na intelecção de Milaré (2007) a Constituição de 1988 estipulou para o Poder Público um dever constitucional geral, positivo e vinculante, consistindo em verdadeira obrigação de fazer a ação positiva de defesa e preservação do meio ambiente; e para o cidadão reconheceu-o não apenas como mero titular passivo de um direito ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, mas como titular de um dever de também incorrer na defesa e preservação do equilíbrio ambiental em prol da geração presente e futura.

Desta forma, ao tutelar o meio ambiente a ordem jurídica nacional delineou a abertura de espaços e de canais aos grupos sociais para que estes possam se envolver com a problemática ambiental e poderem influenciar e adequar as ações tomadas pelo Poder Público às exigências e necessidades da sociedade através da participação em órgãos colegiados dotados de poderes normativos, como ocorre no caso da gestão da

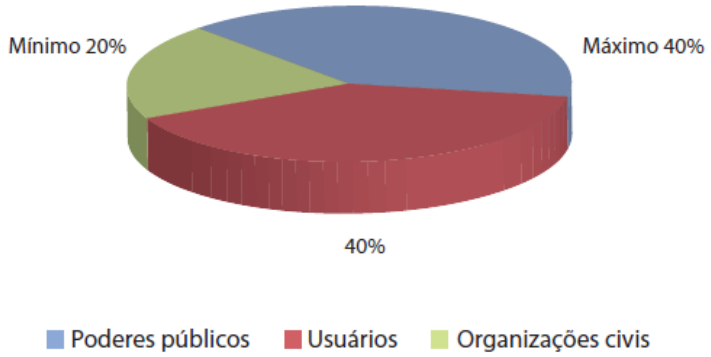
água que deve ser descentralizada e participativa; como se depreende da Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei Federal n. 9.433/97) implementada pelo Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, cuja estrutura salvaguarda a participação social na gestão dos recursos hídricos pátrios, no dizer de Henkes (2003) tal política configura um marco que reflete uma profunda mudança valorativa no que se refere aos usos múltiplos da água, às prioridades desses usos, ao seu valor econômico, à sua finitude e à participação popular em sua gestão, aspectos perquiridos na atuação do Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH), arranjo institucional que em sua estruturação operacionaliza a participação social na gestão dos recursos hídricos nacionais via os Comitês de Bacia Hidrográfica.

Os Comitês de Bacia Hidrográfica são órgãos colegiados com atribuição consultiva, propositiva e deliberativa sobre o gerenciamento das águas onde atua. Em síntese e em observância do que disciplina o artigo 38 da Lei Federal n. 9.433/97 as atribuições dos Comitês de Bacia Hidrográfica se sustentam na promoção do debate das questões relacionadas a recursos hídricos e articulação da atuação das entidades intervenientes; na aprovação do Plano de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica; no acompanhamento da execução do Plano de Recursos Hídricos da bacia sugerindo providências necessárias ao cumprimento de suas metas; na proposição ao Conselho Nacional e aos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos as acumulações, derivações, captações e lançamentos de pouca expressão, para efeito de isenção da obrigatoriedade de outorga de direitos de uso de recursos hídricos, de acordo com os domínios destes; no arbitramento em primeira instância administrativa os conflitos relacionados aos recursos hídricos, no estabelecimento dos mecanismos de cobrança pelo uso de recursos hídricos sugerindo os valores a serem cobrados e no estabelecimento de critérios e promoção do rateio de custo das obras de uso múltiplo de interesse comum ou coletivo.

Para garantia da execução dessas atribuições de modo democrático e participativo, a Lei Federal n. 9.433/97 estabeleceu em seu artigo 39 que os Comitês de Bacia Hidrográfica devem ser compostos por três setores representantes: do poder público (com representantes da União, do Estado e do Município), da sociedade civil organizada com interesse e atuação na conservação da bacia hidrográfica e dos usuários de água (pessoas físicas ou jurídicas que necessitam da outorga para usar a água, captando-a ou lançando resíduos). Regulamentando tal disposição normativa e em

garantia da participação e atuação democrática, participativa e equitativa desses setores, a Resolução n. 5/2000 do Conselho Nacional de Recursos Hídricos especifica que nos Comitês de Bacia Hidrográfica nacionais o número de votos dos representantes dos poderes executivos da União, dos Estados, do Distrito Federal e dos Municípios, deve obedecer o limite de *quarenta por cento do total de votos*; o número de representantes de entidades civis deve ser proporcional à população residente no território de cada Estado e do Distrito Federal, cujos territórios se situem, ainda que parcialmente, em suas respectivas áreas de atuação, com, pelo menos, *vinte por cento do total de votos*, garantida a participação de pelo menos um representante por Estado e do Distrito Federal; e o número de representantes dos usuários dos recursos hídricos deve obedecer *quarenta por cento do total de votos*, como ilustra a figura 03:

Figura 03: Composição do Comitê de Bacia Hidrográfica



Fonte: ANA, 2011. p. 29.

Ademais, a Lei Federal n. 9.433/97 determina em seu artigo 39, parágrafo 1º que o número de representantes do poder público deve se limitar à metade do total de membros, ou seja, deve ser tal que a representação do poder público não pode exceder a 50% do total dos representantes, como se observa na figura 03, a percentagem é de no máximo 40 %.

Todavia, observa-se que apesar de haver disposição normativa tutelando a paridade e o grau de influência e atuação necessários para os setores dos usuários, da sociedade civil e do poder público, há experiências brasileiras de formação de Comitês de Bacia Hidrográfica que de fato não apresentam efetivamente este equilíbrio sedimentado na Resolução CNRH n. 5/2000; tendo-se Comitês, notadamente criados

para bacias estaduais, que apresentam percentuais bem diferentes dos dispostos nesta Resolução, como se observa na figura 04:

Figura 04: Composição de alguns Comitês

Comitê	Poderes públicos (%)	Usuários (%)	Organizações civis (%)
Alto Tietê (SP)	66,7	14,8	18,5
Velhas (MG)	50	25	25
Meia Ponte (GO)	40	40	20
Curu (CE)	40	30	30
Ceivap (MG, RJ e SP)	38	40	22
Recôncavo Norte (BA)	33,3	33,3	33,3
Lagos São João (RJ)	33	33	33
Alto Iguaçu e Alto Ribeira (PR)	31,6	36,8	31,6
Sinos (RS)	20	40	40

Fonte: ANA, 2011, p. 35.

Apesar, destes Comitês terem sidos criados com base em legislações anteriores à Resolução CNRH n. 5/2000 (ANA, 2011, p. 35), não persiste razão para a continuação dessa realidade, visto que há disposições cogentes que colidem com a permanência de disparidades na percentagem dos representantes nos Comitês de Bacia Hidrográfica conforme estabelecido na Resolução CNRH n. 5/2000. Assim, tem-se que o artigo 2º desta Resolução determina que "as entidades mencionadas no art. 51 da Lei nº 9.433, de 1997, deverão, necessariamente, *alterar seus estatutos visando sua adequação ao disposto na Lei nº 9.433, de 1997, nesta Resolução e nas normas complementares supervenientes*"; por sua vez o artigo 51 da Lei n. 9.433/97 menciona as entidades do Conselho Nacional de Recursos Hídricos e dos Conselhos Estaduais de Recursos Hídricos; e por fim artigo 3º da Resolução CNRH n. 5/2000 reza que "*as ações dos Comitês de Bacia Hidrográfica em rios de domínio dos Estados*, afluentes a rios de domínio da União, serão desenvolvidas mediante articulação da União com os Estados, *observados os critérios e as normas estabelecidos pelos Conselhos Nacional, Estaduais e Distrital de Recursos Hídricos*", os quais como se depreende devem estar consonantes com as disposições da Resolução CNRH n. 5/2000 que de modo expresso visa garantir a participação e atuação democrática, participativa e equitativa de todos interessados pelos usos da água; ensejando-se a adequação dos regimentos do Comitês de Bacia

Hidrográfica criados anteriormente à Lei Federal n. 9.433/97 e à Resolução CNRH n. 5/2000 e que se encontram em desconformidade, sob pena do comprometimento da participação social e institucionalmente justa no âmbito destes Comitês.

Não obstante tal verificação e atentando-se para expressiva evolução alcançada com a implementação dos Comitês de Bacia Hidrográfica no Brasil que em 2011 conforme a Ana (2012) havia 166 Comitês de Bacia Hidrográfica Estaduais e 7 Comitês de Bacia Hidrográfica interestaduais instalados, tendo-se mobilizações para criação de mais Comitês de Bacia Hidrográfica; estes órgãos funcionam como mecanismos efetivos de mudanças nas políticas públicas administrativas implementadas no Brasil, o qual ao longo do século XX se transformou de um país de baixa propensão associativa e poucas formas de participação da população de baixa renda, em um dos países com o maior número de práticas participativas (AVRITZER, 2008, p. 44); e a implementação dos Comitês de Bacia Hidrográfica é reflexo dessa evolução, na medida que instrumentaliza a participação social na elaboração das políticas públicas ambientais em prol do compartilhamento do poder de gerenciamento das águas nacionais, permitindo que a decisões sobre estes recursos atendam às necessidades sociais, via compatibilização de interesses dos usuários hídricos.

CONCLUSÃO

1. Conforme plasmado nesta pesquisa, a água apresenta-se como uma das mais relevantes preocupações ambientais, exigindo uma apropriação pautada nos cânones da sustentabilidade e solidariedade através de uma administração democrática e participativa, que funcione como expressão da cidadania ambiental.

2. Em consonância com o preceito constitucional que conclama a atuação do Estado e da coletividade em prol da consecução do direito fundamental ao meio ambiente ecologicamente equilibrado, a Política Nacional dos Recursos Hídricos (Lei Federal n. 9.433/97) em observância do princípio jurídico-ambiental da participação social determina que o poder de gerenciamento das águas deve ser compartilhado, ou seja, deve se operacionalizar através da participação do poder público, dos usuários e das comunidades, ou seja, no processo administrativo das águas se faz necessário que exista o diálogo e a negociação entre esses sujeitos.

3. É Exatamente nos Comitês de Bacia Hidrográficas que se instrumentaliza a participação social e pública na gestão hídrica nacional; funcionando estes órgãos como arranjos institucionais de cooperação entre os partícipes em prol da gestão racional, justa e democrática da água.

4. Apesar da garantia à participação social nos moldes estabelecidos em lei ainda não tenha sido observada em determinados Comitês de Bacia Hidrográfica, a implementação destes órgãos, conforme estabelece o ordenamento jurídico brasileiro, permite uma interação dos sujeitos integrantes (governo, empresários e usuários) voltada para o reconhecimento da necessidade, da responsabilidade, e da atuação de cada um no exercício de suas atribuições em prol do uso equilibrado da água e coibição das práticas socioeconômicas predatórias que prejudicam quantitativa e qualitativamente os corpos hídricos; apresentando-se, assim, como instrumento para promoção de uma cidadania ambiental participativa na gestão dos recursos hídricos nacionais.

REFERÊNCIAS

ANA. *Conjuntura dos Recursos Hídricos do Brasil: informe 2012*. Brasília: ANA, 2012.

ANA. *O Comitê de Bacia Hidrográfica: o que é e o que faz?* Brasília: SAG, 2011.

ALMANAQUE BRASIL SOCIOAMBIENTAL. São Paulo: ISA, 2008.

ATLAS SOCI-ÁGUA BRASIL. Rio de Janeiro: Synergia, 2011.

AVRITZER, Leonardo. Instituições participativas e desenho institucional: algumas considerações sobre a variação da participação no Brasil Democrático. In: *Opinião Pública*. Campinas, v. 14, p. 43-64, n. 1, jun. 2008a.

BRASIL. Constituição Federal de 1988. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Constituicao/Constituicao.htm>. Acesso em: 25 nov. 2012.

_____. Lei Federal n. 9.433, de 08 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos, cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, regulamenta o inciso XIX do art. 21 da Constituição Federal, e altera o art. 1º da Lei nº 8.001, de 13 de março de 1990, que modificou a Lei nº 7.990, de 28 de dezembro de 1989. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm>. Acesso em: 25 nov. 2012.

_____. Resolução CNRH n. 5, de 10 de abril de 2000. Estabelece diretrizes para a formação e funcionamento dos Comitês de Bacias Hidrográficas. In: Conjunto de normas legais: recursos hídricos. 7. ed. Brasília: MMA, 2011.

HENKES, Silviana Lúcia. *Política nacional de recursos hídricos e sistema nacional de gerenciamento de recursos hídricos.* Jus Navigandi, Teresina, ano 8, n. 64, 1 abr. 2003. Disponível em: <http://jus.uol.com.br/revista/texto/3970>. Acesso em: 28 nov. 2012.

MILARÉ, Édis. *Direito do ambiente:* doutrina, jurisprudência, glossário. 5. ed. ref. atual. e ampl. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2007.

NADER, Paulo. *Introdução ao estudo do direito*. Rio de Janeiro: Forense, 2004.

PNUMA. *Definición del Concepto "ciudadanía ambiental global".* Disponível em: <http://www.pnuma.org/ciudadania>. Acesso em: 22 de nov. 2012.

REBOUÇAS, Aldo da Cunha; Braga, Benedito; TUNDISI, José Galizia (Ogrs.). *Águas Doces no Brasil: capital ecológico, uso e conservação*. 3. ed. São Paulo: Escrituras, 2006.

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DO FITOPLÂNCTON NO RESERVATÓRIO DA UHE DE ITAPARICA, NORDESTE, BRASIL

Apoio Financeiro: CHESF

Marcilio da Silva Xavier[1], Nísia Karine Cavalcanti Aragão Tavares[2], Juliana dos Santos Severiano[2] e Ariadne do Nascimento Moura[3]

[1]Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Biologia, UFRPE, Av. Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. E-mail: marcilio_xavier@hotmail.com

[2]Doutoranda do Programa de Pós-Graduação em Botânica, Departamento de Biologia, UFRPE, Av. Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. E-mail: nisiakarine@yahoo.com.br

[3]Professora associada III. Departamento de Biologia, UFRPE, Av. Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos, 52171-900, Recife, PE, Brasil. E-mail: ariadne@db.ufrpe.br

Resumo

A implantação de usinas hidrelétricas (UHEs) causa uma série de impactos sobre os ecossistemas aquáticos, alterando a estrutura e a dinâmica das comunidades biológicas, incluindo a fitoplanctônica. Este trabalho tem como objetivo, avaliar a variação temporal e espacial da composição e da densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE de Itaparica, Brasil. Amostras foram coletadas em março, junho, setembro e dezembro de 2008 em 12 estações de coleta. Foram identificadas 74 espécies, que estiveram distribuídas em sete classes, dentre as quais, Chlorophyceae foi a que apresentou maior riqueza (43%), seguida por Bacillariophyceae, Cyanophycea, Euglenophyceae, Cryptophyceae, Dinophyceae e Chrysophyceae. Entre os meses amostrados, maior riqueza foi observada em março e dezembro (43 espécies), sempre com predominância de Chlorophyceae. Nas estações de coleta, a importância de Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae na riqueza variou. Quanto à densidade fitoplanctônica, foi maior em junho (664 org. L^{-1} $x10^3$), devido a elevada densidade da diatomácea *Aulacoseira ambigua*. Nos demais meses amostrados, se destacaram as cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii*, *Anabaena circinalis*, *A. constricta* e *Geitlerinema* sp. Esses resultados mostram que a comunidade

fitoplanctônica do reservatório da UHE de Itaparica apresentou variação temporal e espacial na composição e densidade, evidenciado a importância da precipitação e heterogeneidade de habitats da determinação da estrutura do fitoplâncton.
Palavras-chave: Comunidade fitoplanctônica, hidrelétrica, rio São Francisco.

INTRODUÇÃO

A implantação de usinas hidrelétricas (UHEs), apesar de essencial para o desenvolvimento socioeconômico de um país, causa uma série de impactos sobre os ecossistemas aquáticos, uma vez que altera o regime hidrológico de rios e bacias hidrográficas, modificando as condições físicas e químicas da água e, consequentemente, a estrutura e a dinâmica das comunidades biológicas (TUNDISI, 1986).

A comunidade fitoplanctônica é largamente utilizada como ferramenta no diagnóstico das condições ambientais de rios e reservatórios como, por exemplo, hidrodinâmica e estado trófico. Assim, este trabalho tem como objetivo avaliar a variação temporal e espacial da composição e da densidade do fitoplâncton no reservatório da UHE de Itaparica, Pernambuco-Bahia, Brasil, com o intuito de avaliar as condições ambientais desse ecossistema.

MATERIAL E MÉTODOS

O reservatório de Itaparica - Usina Hidrelétrica Luiz Gonzaga está localizada no submédio da bacia do rio São Francisco, se estende da cidade de Petrolândia até Belém do São Francisco, abrangendo ainda os municípios de Itacuruba e Floresta, no estado de Pernambuco, e no estado da Bahia os municípios, Glória, Rodelas e Chorrochó (Figura 1).

O clima é semi-árido, onde predomina a vegetação de caatinga e déficit hídrico durante todo o ano. O regime pluviométrico consiste de uma estação chuvosa durante o verão, entre os meses de março e agosto e a estação seca que compreende os meses de setembro e fevereiro.

Amostras para análise do fitoplâncton foram coletadas em março, junho, setembro e dezembro de 2008 em 12 estações de coleta ao longo do reservatório (Figura 1). As amostras foram obtidas com garrafa van Dorn, ao longo de um perfil vertical

integrado, acondicionadas em frascos âmbar de 250 mL e preservadas com solução acética de lugol 1%.

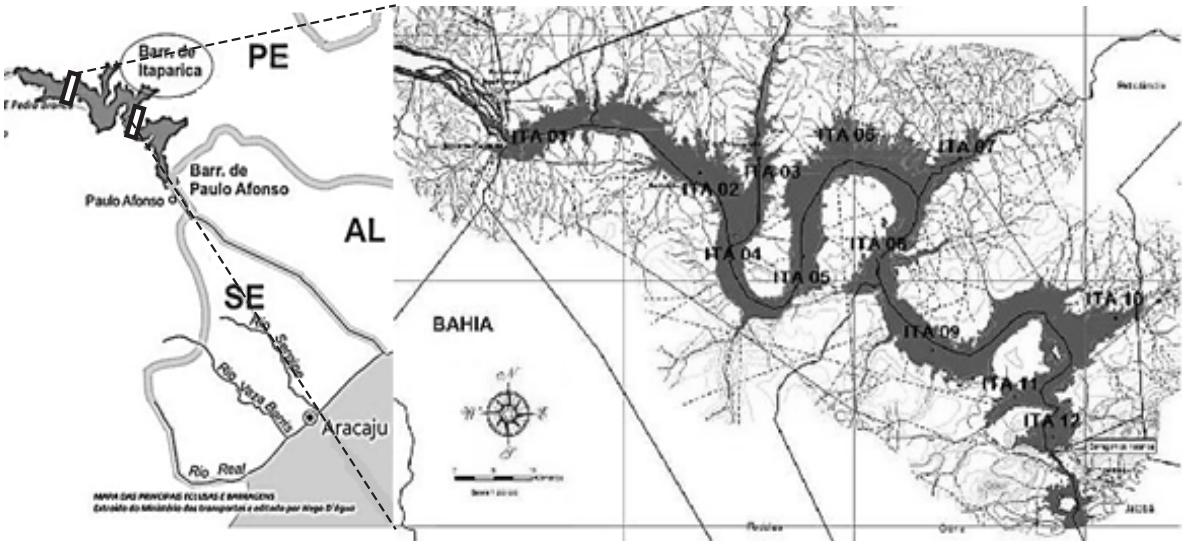


Figura 1. Localização do reservatório de Itaparica, Pernambuco-Bahia, Brasil. ITA 01-ITA 12= Estações de coleta.

Os organismos fitoplanctônicos foram analisados com auxílio de microscópio óptico (Zeiss) e identificados utilizando bibliografia especializada. A densidade (org. L^{-1}) foi determinada utilizando microscópio invertido. As espécies abundantes e dominantes foram determinadas, de acordo com Lobo & Leighton (1986), sendo considerados abundantes os que apresentam densidades superiores à média da densidade da comunidade, e dominantes, aqueles cujas densidades ultrapassaram 50% da densidade total.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A comunidade fitoplanctônica do reservatório da UHE de Itaparica esteve representada por 74 espécies, distribuídas em sete classes, dentre as quais, Chlorophyceae foi a que apresentou maior riqueza (43%), seguida por Bacillariophyceae (24%), Cyanophyceae (23%), Euglenophyceae (4%), Cryptophyceae (3%), Dinophyceae (1%) e Chrysophyceae (1%).

Nas estações de coleta, a riqueza variou de três espécies, na estação 1 em junho, a 22 espécies em setembro, na mesma estação (Figura 2 a, b, c e d). Em março (Figura

2a), Chlorophyceae foi o grupo fitoplanctônico que mais contribuiu para a riqueza na maioria das estações de coleta; em junho (Figura 2 b), se destacou Cyanophyceae, seguida por Bacillariophyceae; e em setembro e dezembro (Figura 2 c e d), a importância de Cyanophyceae, Bacillariophyceae e Chlorophyceae variou entre as estações.

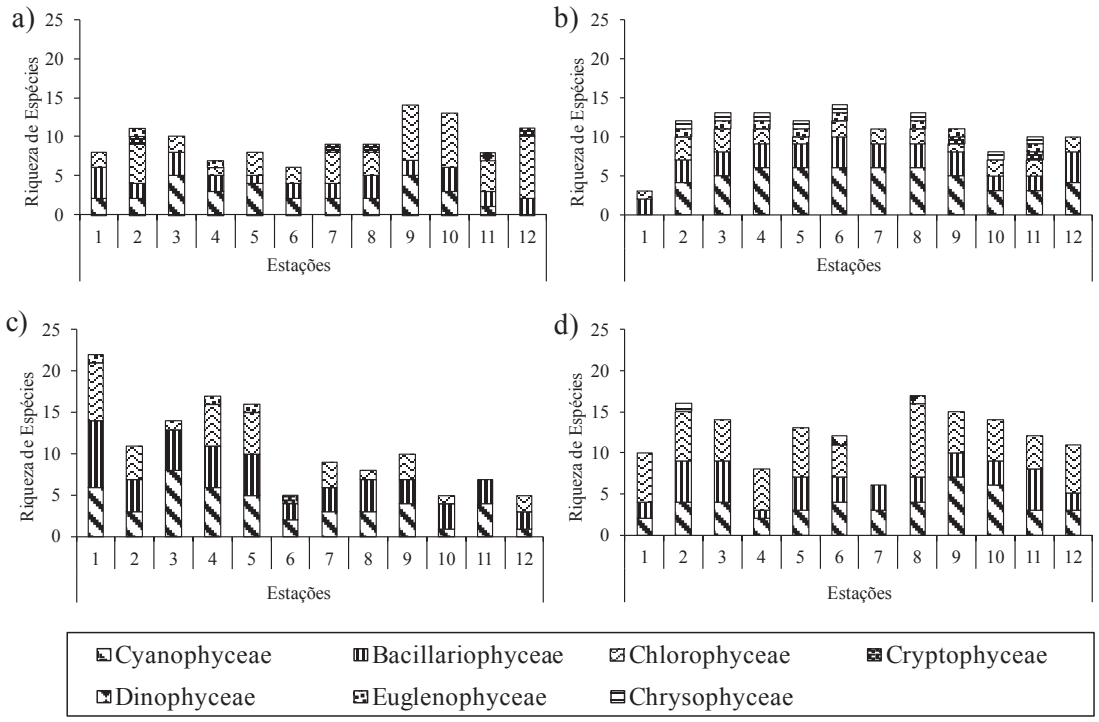


Figura 2. Riqueza de espécies no reservatório da UHE de Itaparica (Pernambuco-Bahia) em (a) março, (b) junho, (c) setembro e (d) dezembro de 2008.

O número de espécies identificadas no reservatório da UHE de Itaparica é compatível com o que, geralmente, é encontrado em ecossistemas continentais tropicais, em torno de 60-70 espécies (SOMMER *et al*. 1993), apesar de estudos mostrarem uma riqueza maior em outros reservatórios, também criados para geração de energia hidroelétrica (DE LEÓN; CHALAR, 2003; TEIXEIRA DE OLIVEIRA; ROCHA; PERET, 2011).

Nesses reservatórios, assim como o do presente estudo, Chlorophyceae se destacou qualitativamente. Este grupo fitoplanctônico é o mais diversificado quanto à riqueza de espécies em águas continentais brasileiras e vários trabalhos confirmam o elevado número de espécies dessa classe em relação às demais (RODRIGUES;

SANT'ANNA; TUCCI, 2010), estando o sucesso desses organismos associado a grande variabilidade morfológica apresentada por suas espécies, bem como a capacidade de se adaptar a diferentes condições ambientais.

Quanto à densidade fitoplanctônica no reservatório da UHE de Itaparica, foi observado que os valores oscilaram entre um mínimo de 2 org. L^{-1} x10^3, registrados nas estações 11 e 12 de março, e um máximo de 664 org. L^{-1} x10^3, na estação 8 de junho (Figura 3 a, b, c e d).

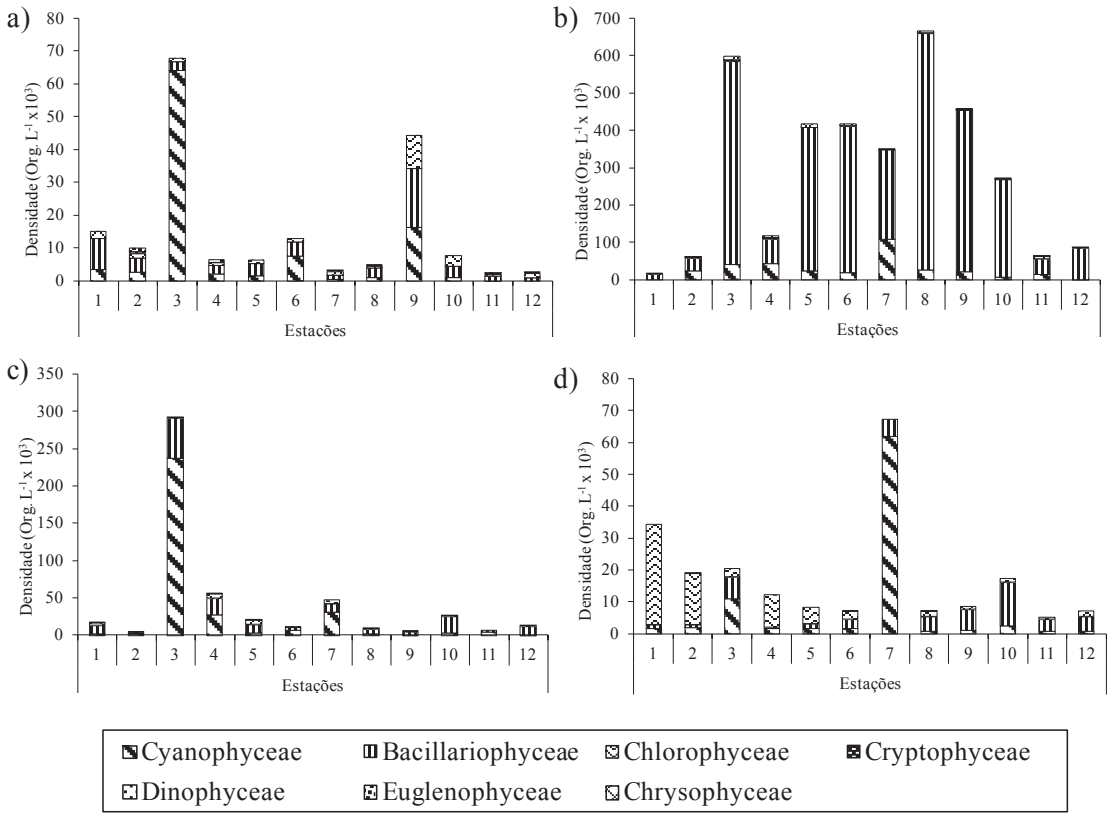


Figura 3. Densidade fitoplanctônica (org. L^{-1}) no reservatório da UHE de Itaparica (Pernambuco-Bahia) em (a) março, (b) junho, (c) setembro e (d) dezembro de 2008.

A elevada densidade registrada em junho deveu-se, quase que exclusivamente, as diatomáceas em todas as estações de coleta analisadas (Figura 3 b). *Aulacoseira ambigua* (Grunow) Simonsen foi a espécie dominante, apresentando participação relativa superior a 90% na maioria das estações, com exceção da estação 7, devido a dominância de *Aulacoseira granulata* (Ehrenberg) Simonsen.

Diatomáceas cêntricas do gênero *Aulacoseira* têm sido relatadas como dominante em vários tipos de reservatórios e indistintas regiões geográficas da América do Sul (FERRAREZE & NOGUEIRA, 2006), especialmente em períodos de maior precipitação pluviométrica (DE LEÓN & CHALAR, 2003). De acordo com Wolin & Duthie (1999), a parede celular (frústula) dessas diatomáceas possui alta taxa de sedimentação e necessitam da ocorrência de eventos climatológicos e hidrológicos que promovam turbulência na coluna d'água para se manter em suspensão. Isto pode ter ocorrido no reservatório da UHE de Itaparica, uma vez que o mês em que ocorreu maior densidade *Aulacoseira*, corresponde ao período de maior precipitação pluviométrica na região.

Nos demais meses amostrados, foram registradas elevadas densidades na estação 3, em março, devido a alta densidade das cianobactérias *Cylindrospermopsis raciborskii* (Woloszynska) Seenayya & Subba Raju, *Anabaena circinalis* Rabenhorst ex Bornet & Flahault e *Geitlerinema* sp. (Figura 3 a); na estação 3, em setembro, com dominância da cianobactéria *Anabaena constricta* (Szafer) Geitler (Figura 3 c); e na estação 7, em dezembro, devido a dominância de *C. raciborskii* (Figura 3 d).

A ocorrência de cianobactérias está frequentemente associada a condições eutróficas, principalmente em períodos com menor precipitação e temperaturas elevadas (PAERL, 1988). No presente estudo não foi observado padrão na distribuição desses organismos.

De acordo com Fuentes *et al*. (2010), as alterações sazonais do regime hidrológico e das condições climatológicas, são fatores determinantes na estrutura da comunidade fitoplanctônica em reservatórios, bem como a heterogeneidade de habitats, formada pela presença de vegetação litorânea e de atividade antrópicas nas margens e nas reentrâncias.

Teixeira de Oliveira, Rocha & Peret (2011) ainda ressaltam que características morfológicas, morfométricas, físicas e nutricionais de cada espécie algal como direcionadores no processo de substituição de espécies nos ambientes.

Tabela 2. Participação relativa (%) das espécies dominantes (**) e abundantes no reservatório da UHE de Itaparica, em março, junho, setembro e dezembro de 2008. - = ausência da espécie

	Espécies	Estações de Coleta											
		1	2	3	4	5	6	7	8	9	10	11	12
Março	*Anabaena circinalis*	-	-	22,0	18,2	4,5	47,8	-	4,0	1,5	3,7	-	-
	Cylindrospermopsis raciborskii	-	5,7	43,2	-	-	-	6,3	-	3,0	3,7	-	-
	Geitlerinema sp.	10,5	-	25,7	4,5	4,5	-	-	-	-	-	-	-
	Microcystis sp.	-	18,9	-	-	-	-	-	-	27,3	-	-	-
	Oscillatoria sp.	-	-	2,9	-	4,5	8,7	-	12,0	-	3,7	5,9	-
	Aulacoseira ambigua	47,4	41,5	-	40,9	-	-	-	-	30,3	-	-	-
	Aulacoseira granulata	5,3	-	2,1	-	59,1**	32,6	37,5	48,0	-	33,3	47,1	31,8
Junho	*Anabaena circinalis*	-	28,6	2,0	12,9	1,4	1,9	3,9	2,0	2,8	0,4	17,1	0,3
	Microcystis sp.	-	-	3,3	21,2	0,8	-	-	0,1	-	-	0,9	-
	Aulacoseira ambigua	92,3**	53,8**	89,5**	55,3**	90,2**	91,3**	1,3	94,2**	91,8**	95,9**	63,1**	92,3**
	Aulacoseira granulata	3,8	2,2	0,9	0,6	1,0	1,6	66,6**	0,6	1,5	-	-	0,3
Setembro	*Anabaena constricta*	-	-	58,8**	0,8	3,7	-	-	-	-	-	-	-
	Aphanizomenon sp.	-	-	0,2	-	-	47,4	-	-	-	-	-	-
	Cylindrospermopsis raciborskii	-	2,9	9,3	-	1,2	-	55,1	-	24,4	-	-	7,8
	Microcystis wesenbergii	0,8	-	0,4	1,5	-	-	-	-	-	-	37,5	-
	Aulacoseira granulata	0,8	-	0,2	1,5	8,5	-	1,6	6,7	31,1	26,9	-	-
	Fragilaria capucina	-	-	-	-	-	-	-	-	-	42,3	-	-
	Fragillaria crotonensis	54,3**	27,5	15,4	32,1	39,6	21,1	20,3	2-	26,7	-	33,3	43,1
Dezembro	*Anabaena constricta*	-	-	26,9	-	-	-	-	-	0,9	0,7	-	1,3
	Cylindrospermopsis raciborskii	1,6	0,8	-	-	-	9,5	88,0**	1,1	0,9	5,3	9,5	7,6
	Microcystis wesenbergii	-	2,3	4,4	6,3	14,0	4,8	-	-	0,9	-	-	-
	Oscillatoria sp.	-	0,8	21,3	-	1,2	2,4	-	5,4	2,6	1,3	1,6	-
	Fragillaria crotonensis	1,6	0,8	2-	1,0	9,3	33,3	2,4	44,6	70,9**	69,3**	69,8**	49,4
	Dictyosphaerium pulchellum	1,6	-	-	-	36,0	4,8	-	1,1	4,3	-	4,8	2,5
	Sphaerocystis schroeteri	54,7**	47,4	7,5	76,0**	11,6	23,8	-	6,5	0,9	0,7	-	2,5

CONCLUSÃO

1. A comunidade fitoplanctônica apresentou variação espacial e temporal na composição e densidade no reservatório da UHE de Itaparica; 2. A elevada densidade de diatomáceas no período de maior precipitação demonstra a importância da variação sazonal na determinação da estrutura do fitoplâncton; 3. A dominância de cianobactérias em alguns locais do reservatório, demonstra a existência de heterogeneidade de habitas no ambiente estudo.

REFERENCIAS

DE LEÓN, L.; CHALAR, G. Abundancia y diversidad del fitoplancton en el Embalse de Salto Grande (Argentina – Uruguay). Ciclo estacional y distribución espacial. **Limnetica**, v. 22, n. 1-2, p. 103-113, 2003.

FERRAREZE, M.; NOGUEIRA, M. G. Phytoplankton assemblages and limnological characteristics in lotic systems of the Paranapanema Basin (Southeast Brazil). **Acta Limnol. Bras.**, v. 18, n. 4, p.389-405, 2006.

FUENTES, E. V.; OLIVEIRA, H. S. B.; CORDEIRO-ARAÚJO, M. K.; SEVERI, W.; MOURA, A.N. Variação espacial e temporal do fitoplâncton do rio de Contas, Bahia, Brasil. **Revista Brasileira de Engenharia de Pesca**, vol. 5, n. 2, p. 13-25, 2010.

LOBO, E. A.; LEIGHTON, G. Estrutura de las fitocenosis planctonicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista de Biologia Marinha y Oceanografia, Santiago**, v. 22, n. 1, p.143-170, 1986.

PAERL, H. W. Nuisance phytoplanktonic blooms in coastal, estuarine and inland waters. **Limnol Oceanogr**, vol. 33, p. 823–847, 1988.

RODRIGUES, L. L.; SANT'ANNA, C. L.; TUCCI, A. Chlorophyceae das Represas Billings (Braço Taquacetuba) e Guarapiranga, SP, Brasil. **Revista Brasil. Bot.**, v.33, n.2, p. 247-264, 2010.

SOMMER, U.; PADISÁK, J.; REYNOLDS, C. S.; JUHÁSZ-NAGY, P. Hutchinson´s the diversity-disturbance relationship in phytoplankton. Hydrobiologia, 249: 1-7, 1993.

TEIXEIRA DE OLIVEIRA, M.; ROCHA, O.; PERET, A. C. Structure of the phytoplankton community in the Cachoeira Dourada reservoir (GO/MG), **Brazil. Braz. J. Biol.**,v. 71, n. 3, p. 587-600, 2011.

TUNDISI, J. G. Limnologia de represas artificiais. **Boletim de Hidráulica e Saneamento**, v. 11, p. 1-46, 1986.

WOLIN, J. A. & DUTHIE, H. Diatoms as indicators of water level change in freshwater lakes. In: Stoermer, E.F. & Smol, J.P. (eds.). The Diatoms: Applications for the Environmental and Earth Sciences, Cambridge University Press, Cambridge, 183-202pp. 1999.

ORIENTAÇÕES PARA RESTAURAÇÃO E CONSERVAÇÃO DE NASCENTES DO RIO MUNDAÚ

Marcos Renato Franzosi Mattos[1]; Albedson Miranda Palácio Filho[2;]

1- Professor Adjunto UFRPE/UAG. Autor correspondente: mattos@uag.ufrpe.br; 2 -Discente de Agronomia UFRPE/UAG. albedsonpalacio@hotmail.com.
Endereço: Av. Bom Pastor S/N Boa Vista Garanhuns/PE CEP 55.296-901.
Fone: (87) 3764-5500

Resumo: Estudos acerca da situação de conservação de nascentes são de grande relevância para o entendimento do efeito das ações antrópicas, como também para promover a conservação a partir de procedimentos que incluam não o uso do recurso hídrico de maneira direta ou indireta, inclusive por meio da conscientização da população usuária e não usuária deste bem. Para minimizar e reverter o quadro de impactos em áreas naturais é necessário um trabalho consistente e duradouro que vise, além das questões ambientais estritas, as interferências sociais, políticas e econômicas que envolvem este recurso natural. Para tanto foi realizado um estudo em três nascentes contribuintes da Bacia Hidrográfica do Rio Mundaú em Garanhuns-PE analisando como essas nascentes estão sendo manejadas e propondo intervenções que corroborem com a conservação das mesmas.

Palavras-chave: nascentes, conservação, Rio Mundaú.

INTRODUÇÃO

O município de Garanhuns, situado no Agreste Pernambucano e incrustado no Planalto da Borborema possui clima tropical chuvoso com verão seco (TAVARES, 2010), precipitação média anual de 1309,9 mm (BELTRÃO et al., 2005), registrando-se anos com precipitações de 800 e 2100 mm, com ampla variação entre as diferentes regiões do município (Secretaria de Agricultura de Garanhuns, dados não publicados). Esta precipitação superior aos municípios semiáridos do entorno, se deve ao relevo que cria uma barreira às massas de ar, que acabam depositando umidade nas vertentes à barlavento, grotões e vales de serras (ANDRADE-LIMA 1982). Apesar de apresentar precipitação superior à maioria dos municípios circunvizinhos, Garanhuns localiza-se

inserida no Semiárido Nordestino, caracterizado por apresentar períodos críticos de prolongadas estiagens, resultado de baixa pluviosidade e alta evapotranspiração (TAVARES, 2010). Ainda segundo esta autora, oito dos 12 meses do ano em Garanhuns apresentam médias de evapotranspiração superiores às de precipitação. Diante desta característica climática, a acumulação de água em açudes é considerada inadequada, além da evidente perda de potabilidade, sendo muito mais racional conservar a água no subsolo e utilizar os afloramentos (nascentes), quando consideradas as perdas e a qualidade (potabilidade). Mas como relata Pinto e colaboradores (2004), a quantidade e a qualidade de água das nascentes podem ser desreguladas devido a fatores como o uso da terra, manejo incorreto das áreas de recarga, declividade dentre outros. Também são aspectos importantes que se relacionam à conservação de nascentes os conflito de usos. Se conservar as nascentes apenas pelos seus atributos naturais, incluídos aí sua importância biológica e paisagística é, sem margem a questionamentos, louvável, em grande parte do território nacional, em especial na região deste estudo, é inadequado e inviável, frente aos conflitos de uso e disponibilidade hídrica. Na Bacia do Rio Mundaú, onde a maior parte do município de Garanhuns está inserida e se localizam as suas nascentes de cabeceira, verificam-se conflitos de ordem quantitativa relacionados aos recursos hídricos, com demandas potenciais ultrapassando a 100% da disponibilidade hídrica (TAVARES, 2010). Portanto, projetos de conservação de nascentes nesta microrregião devem, além de prever os aspectos ambientais estritos, considerar a necessidade das populações usuárias, sobretudo pequenos agricultores que tem suas subsistências dependentes destas nascentes. Assim, os objetivos deste estudo foram realizar um diagnóstico ambiental de três nascentes localizadas no município de Garanhuns e propor ações que corroborem com a conservação das mesmas, considerando-se os aspectos sociais e econômicos envolvidos.

MATERIAL E MÉTODOS

Este trabalho consiste da compilação de parte das informações de diagnóstico ambiental prévio e intervenções propostas em projeto de recuperação de nascentes das Bacias dos Rios Mundaú, aprovadas para execução pela ONG ECONORDESTE junto ao Edital FEHIDRO/APAC 2011, não tendo sido anteriormente publicadas. Foram avaliados parâmetros de cobertura vegetal, controle do acesso por

isolamento/cercamento da área, diversidade vegetal, ações antrópicas diretas, presença de erosões, presença de espécies invasoras, uso e ocupação do solo da Área de Preservação Permanente (APP) e entorno, uso e ocupação do solo da bacia de captação/reabastecimento do lençol freático e conflitos de uso. A partir do diagnóstico foram estipuladas orientações de ações para nortear atividades de restauração e conservação específicas para cada uma das nascentes estudadas

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diagnóstico Ambiental:

A seguir estão expressas as principais informações do diagnóstico ambiental de cada uma das nascentes estudadas, sendo que todas estão localizadas em talvegues/ravinas, característica comum da maioria das nascentes de Garanhuns.

Nascente 01

Localizada na propriedade denominada Fazenda Trindade, nas coordenadas 770.913,05mE; 9.017.953,13mN, esta é a Nascente do Mundaú mais a montante, mais equidistante da foz do Rio Mundaú, ou seja, sua nascente oficial. Se caracteriza por afloramento difuso (nascente difusa), de forma que ações de conservação não podem ser baseadas em um único e específico ponto, mas sim, uma área mais ampla ao longo de todo o talvegue/ravina que abriga as surgências, (aproximadamente 18ha). A cobertura vegetal do entorno imediato da nascente encontra-se em estágio de regeneração, com alguns espécimes lenhosos com mais de 5 metros de altura, principalmente de Murici (*Byrsonima sp),* mas também apresenta áreas de invasão de capim braquiária (*Brachiaria* sp.) e áreas de solo praticamente descoberto. Possui pouca diversidade das espécies, com predominância, além dos já citados muricis, também Sucupiras (*Bowdichia virgilioides*). Há também a presença de mangueiras (*Mangifera indica*) e jaqueiras (*Artocarpus integrifolia*), estas últimas, se perpetuando por sementes de forma evidente. Já a cobertura da encosta e da borda do tabuleiro é bastante deficiente, com presença de deslizamentos. Existe o livre acesso de gado bovino para pastejo e dessedentação nas áreas de minação, causando graves danos à recomposição vegetal e também danos ao leito dos riachos por pisoteio.

Nascente 02

Localizada na Fazenda Brejo da Jussara, sob as coordenadas 770.791,80mE; 9.019.137,24mN, possui um barramento em alvenaria para captação de água para abastecimento humano. Esta nascente encontra-se com um expressivo assoreamento e quase ausência de um olho d'água visível. Caracteriza-se como uma grande área úmida, de solo arenoso (deposição/assoreamento), com formação de pequenos brejos que percolam/infiltram sem formação de um leito, apesar de indício de antigo leito de escoamento. Do barramento citado, provém o abastecimento único de, aproximadamente, 500 pessoas na zona rural, distribuídas em cerca de 90/100 famílias de diferentes localidades. O entorno imediato dos pontos de surgência está absolutamente desprovido de cobertura vegetal, sendo hoje utilizado alternadamente para cultivo agrícola anual (época de chuvas), e para pastoreio de bovinos (na seca). Apesar da maior parte da encosta do talvegue se encontrar com cobertura vegetal nativa em regeneração, há algumas áreas em que as características do solo encontram-se muito desfavoráveis, por evidente perda de fertilidade e perda de solo superficial, com também evidente risco de formação de erosão em sulco (voçoroca). Em uma destas áreas já existe início de voçoroca em formação. Em outra área desfavorável da APP, mais especificamente na borda da ruptura do relevo (encosta), logo acima da nascente, o solo encontra-se compactado, com afloramento de rochas e presença de capim. A única perturbação nesta mata de encosta que persiste atualmente, além da pressão de gado bovino já citada, é o excessivo volume de água que escorre pela superfície compactada na estação chuvosa, lâmina de água que determina evidente remoção de serapilheira e erosão. O total de área de APP que necessita de conservação é de 18ha.

Nascente 03

Localizada no denominado Sitio Muchila, historicamente utilizada para abastecimento humano da população local, a nascente do Sítio Muchila (767.294mE; 9.012.459mN) encontra-se hoje bastante antropizada. Trata-se de uma nascente difusa com a área de minação e APP divididas entre quatro propriedades de diferentes donos, dos quais apenas um concordante com a restauração e conservação do recurso hídrico, correspondendo a apenas 1ha do total de aproximados 30ha que deveriam ser

conservados, legalmente, como APP. A água desta é distribuída aos pequenos proprietários do entorno (mais de 70 famílias), inclusive uma agrovila, duas escolas municipais e um posto de saúde. Na APP inexistem arbóreas nativas ou exóticas, à exceção de alguns exemplares de Tamboril (*Enterolobium contortisiliquum*) e o cercamento é bastante deficitário, permitindo o acesso ao gado bovino para pastejo e dessedentação nas áreas de minação. Há a presença de capim braquiária ao longo de todo o talvegue.

Orientações e Recomendações

Cada recuperação de um recurso hídrico envolve características específicas, não havendo uma técnica única que seja viável a qualquer situação. De forma geral, os meios mais econômicos e eficientes são aqueles que aceleram a recomposição natural, realizando-se apenas as intervenções mínimas necessárias. Importante ressaltar que sem a eliminação da fonte antrópica de degradação tais como incêndios, acesso de gado, etc, qualquer restauração de recurso hídrico está fadada ao fracasso, com consequente desperdício de recursos e estímulo negativo perante a educação ambiental (EA). Assim, para efetiva conservação, antecedendo qualquer atividade direta de restauração nas propriedades aqui estudadas, será necessário o isolamento (cercamento) de todas as áreas de APP, prevenindo-se, sobretudo, o ingresso de animais para pastoreio. Mas a experiência da equipe deste estudo, somadas às informações obtidas da população e dos extensionistas, reforça que é praticamente impossível conseguir atuar na restauração e conservação de nascentes em Garanhuns, sem serem atendidas as necessidades prementes de abastecimento humano, dessedentação animal e oferta de alimentação fora das margens dos corpos hídricos. Desta forma, para eliminar a pressão do gado, necessita-se de opções de alimentação (pasto ou capineira irrigados) e de acesso à água para dessedentação (cochos), além do adequado abastecimento humano.

Nas três nascentes trabalhadas, uma zona de amortecimento (ZA) da mata ciliar é viável e deve ser implantada. Orienta-se a instalação destas ZAs para a redução das perturbações externas sobre a mata, sobretudo o efeito de borda, favorecendo a conservação do recurso hídrico. Após orientações e esclarecimentos, os proprietários desejaram que as áreas de APP das três nascentes sejam convertidas em Reservas Particulares de Patrimônio Natural (RPPNs), conferindo garantia legal ampla,

irrevogável e perpétua de preservação dos recursos hídricos. Na propriedade 02, além da área de APP (≅18ha), uma área de mata de tamanho aproximado e contígua à esta também será integrante da RPPN.

Nas três propriedades alguma forma de plantio será necessária, quer seja total reflorestamento de algumas áreas, quer seja adensamento e enriquecimento. A escolha das espécies nativas para plantio deve seguir critérios técnicos de características biológicas das plantas e local. Para a disposição das mudas, deverá ser considerada a característica do solo (hidromórficos, semihidromórficos e não-hidromórficos) e das mudas (hidrófila, higrófila e mesófila – CURCIO et al., 2006). Nas propriedades 02 e 03 o total reflorestamento das APPs será necessário. Inicialmente com espécies arbóreas e arbustivas pioneiras, procedendo-se em anos posteriores, o plantio sucessional. Somente ao longo da restauração será possível definir a necessidade do controle mecânico do capim braquiária, ou se o sombreamento o eliminará em definitivo. Já na propriedade 01 bastará o enriquecimento vegetal, sobretudo com espécies atrativas de fauna, secundárias e terciárias.

Em todas as propriedades orienta-se o controle mecânico das espécies invasoras ou indesejáveis, tais como mangueiras, capins diversos, jaqueiras, entre outras. Inicialmente as espécies arbóreas não nativas já estabelecidas e de grande porte, especificamente mangueiras, azeitoneiras-pretas (jambolão - *Syzygium jambolanum*) e jaqueiras, não devem ser eliminadas de pronto, sendo sua erradicação procedida gradualmente. Preconiza-se com esse controle progressivo desfavorecer o desenvolvimento de espécies competidoras, especialmente gramíneas e lianas, fornecendo também a manutenção de ambiente microclimático mais propício ao desenvolvimento da revegetação natural e, sobretudo, das espécies recém-plantadas. Indica-se também, conforme experiência prévia da equipe deste estudo, que estas árvores exóticas sirvam de suporte para plantio de espécimes nativos de figueira (*Ficus* sp) que naturalmente cresceriam sobre outras arbóreas.

Embora não seja parte da restauração propriamente dita das nascentes, para uma efetiva conservação é necessária a educação e conscientização ambientais dos usuários e moradores do entorno. Se a população não se sentir incluída e favorável à conservação, dificilmente resultados eficientes em longo prazo são obtidos. Neste sentido, as escolas se sobressaem como espaços privilegiados na implementação de atividades que

propiciem a EA (DIAS, 1992), transcendendo do ambiente escolar para as comunidades em que as crianças estão inseridas, professores e funcionários, potenciais multiplicadores (RUY, 2004). Como usuários diretos da nascente 03, há estudantes de duas escolas rurais e, indiretos, suas famílias, sendo coerente e adequado proceder, nestas escolas, atividades de EA focadas nas nascentes. Ainda concernente à EA, o grande déficit hídrico que Garanhuns apresenta na maior parte do ano (TAVARES, 2010) é um fator desfavorável para o processo de conservação das nascentes aqui estudadas, por propiciar o uso direto e inadequado das APPS nas épocas de estiagem. Por outro lado, a EA pode, ao menos para as nascentes 02 e 03, converter a dificuldade em vantagem, ao propiciar aos usuários dos recursos hídricos destas nascentes, o entendimento da importância de sua conservação. Mas para isso a EA não deve ser apenas informativa, mas também participativa e inclusiva (DIAS, 1992), propiciando o sentimento de pertencimento no processo de restauração e conservação. A própria melhoria da qualidade e quantidade da água ofertada, o que é esperado com as intervenções propostas, já corrobora com esta causa.

CONCLUSÃO

1-As nascentes estudadas apresentaram diferentes efeitos deletérios da ação antrópica.

2-A baixa cobertura vegetal e o acesso de gado nas áreas de preservação permanente são fatores impactantes recorrentes que necessitam de alternativa viável para sua eliminação.

3-As nascentes estudadas apresentam grande potencial e necessidade de restauração e conservação, sobretudo pela total dependência de expressiva população rural, reforçando a efetivação das intervenções propostas, não apenas como forma de restauração dos atributos naturais estritos, mas também como forma de garantia da segurança hídrica da população dependente e dos consequentes efeitos sociais e econômicos atrelados.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem aos que colaboraram com este estudo, em especial os proprietários das terras, os líderes comunitários e os membros da ONG ECONORDESTE.

REFERÊNCIAS

1. ANDRADE-LIMA, D. 1982. **Present-day forest refuges in northeastern Brazil.** Pp. 247-251. In: G.T. Prance (ed.). Biological diversification in the tropics. New York, Columbia University Press.
2. BELTRÃO, B.A.; MASCARENHAS, J.C.; MIRANDA, J.L.F.; JUNIOR, L.C.S.; GALVÃO, M.J.T.; PEREIRA, S.N. **Projeto Cadastro de Fontes de Abastecimento por Água Subterrânea, Estado de Pernambuco.** D*iagnóstico do Município de Garanhuns. Ministério das Minas e Energia.* Recife: CPRM/PRODEEM, 2005. 20p.
3. CURCIO, G.R.; UHLMANN, A.; SEVEGNANI, L. **A Geopedologia e sua influência sobre espécies arbóreas de florestas fluviais.** Colombo (PR). Documento 135. Embrapa Florestas, 2006.
4. DIAS, G.F. **Educação Ambiental: princípios e práticas.** São Paulo, Gaia. 1992.
5. PINTO, L.V.A. et al. 2004. **Estudo das nascentes da bacia hidrográfica do Ribeirão Santa Cruz, Lavras, MG.** Scientia Forestalis, n. 65, p. 197-206.
6. RUY, R.A.V. **A Educação Ambiental na escola.** Revista Eletrônica de Ciências, nº 26. Maio de 2004.
7. TAVARES, B.S. **Planejamento em empreendimento de agricultura irrigada visando à otimização do retorno financeiro e uso da água**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Agrícola) – Universidade Federal Rural de Pernambuco. Departamento de Tecnologia Rural, Recife, 2010. 124p.

BIOENSAIO DE TOXICIDADE EM TRATAMENTO DE EFLUENTE CONTENDO QUEROSENE

Maria Andreza Bezerra Correia[1]; Clarissa Daisy da Costa Albuquerque[2]; Galba Maria de Campos-Takaki[2]

1 Mestranda em Desenvolvimentos de Processos Ambientais (UNICAP). Bolsista FACEPE. marandrezabcorreia@yahoo.com.br

2 Núcleo de pesquisa em Ciências Ambientais

Resumo

Atividades das refinarias de petróleo e acidentes com vazamentos no ambiente liberam compostos altamente tóxicos que representam um grande perigo, especialmente para as comunidades próximas ao local. Dentre as várias medidas mitigadoras aplicadas, a biorremediação é uma alternativa viável de descontaminação pela ação de micro-organismos capazes de quebrar as cadeias dos hidrocarbonetos presentes no petróleo, e em seus derivados, transformando-os em moléculas menores ou até mesmo reduzi-lo a CO^2 e água. Esta medida de tratamento pode ser realizada *in situ* ou *ex situ* na tentativa de que esta degradação elimine este contaminante e diminua sua toxicidade. Com o objetivo de avaliar o nível de toxicidade após um tratamento de biodegradação de querosene em água do mar pela levedura *Candida lipolytica*, um bioensaio com a *Artemia salina* foi realizados obtendo a CL_{50} de 87,59 e os limites superior e inferior de sensibilidade, tendo assim a maior concentração testada que se obteve 0% de mortalidade de 5 µL/mL e a menor concentração que se observou 100% de 150 µL/mL.

Palavras-chave: Biodegradação, ecotoxicologia, *Artemia salina*.

Abstract

Activities from oil refineries and accidents with spills in the environment release highly toxic compounds that pose a danger, especially for communities near the site. Among the various mitigation measures applied, bioremediation is

a viable decontamination by the action of micro-organisms capable of breaking the chains of hydrocarbons present in petroleum and its derivatives, transforming them into smaller molecules or even reduce it to CO^2 and water. This measurement processing can be performed in situ or ex situ in an attempt to eliminate this contaminating this degradation and decrease toxicity. Aiming to assess the level of toxicity after treatment for biodegradation of kerosene in seawater by the yeast *Candida lipolytica*, a bioassay with *Artemia salina* was performed by obtaining the LC50 of 87.59 and the upper and lower limits of sensitivity, taking thus the highest concentration tested was obtained 0% mortality of 5 µL/mL and the lowest concentration was observed 100% 150 µL/mL.

Keywords: Biodegradation, ecotoxicology, *Artemia salina*.

INTRODUÇÃO

Problemas ambientais decorrentes de acidentes causados por derramamento de petróleo e seus derivados no ambiente causam grande preocupação. A indústria de refino de petróleo converte petróleo bruto em produtos mais refinados, como o gás liquefeito de petróleo, gasolina, querosene, combustível de aviação, óleo diesel, óleos combustíveis, óleos lubrificantes e matérias-primas para a indústria petroquímica.

Atividades das refinarias de petróleo como dessalgação, destilação do óleo cru, craqueamento, hidrocraqueamento, polimerização, alquilação, isomerização, reforma e hidrotratamento fazem uso de água e acabam por gerar efluentes com cargas de óleos, sulfetos, fenóis, H_2S, amônia e cianetos (POMBO, 2011). Estes efluentes industriais contendo hidrocarbonetos de petróleo são altamente tóxicos e representam um grande perigo, especialmente para as comunidades próximas a refinarias (HAMZA, MOHAMMED e SALE, 2012).

O processo de biorremediação, definida como a utilização de micro-organismos para desintoxicar ou remover poluentes devido às suas diversas capacidades metabólicas, é um método de degradação de muitos poluentes,

incluindo os produtos da indústria de petróleo. Os biossurfactantes aumentam a área de superfície do óleo disponibilizando-o para a ação enzimática, capaz de degradar compostos como alcanos, cicloalcanos, benzenos, ácidos graxos, entre outros (DAS e CHANDRAN, 2011).

A ecotoxicologia aquática é uma ciência que da suporte no enfrentamento dos problemas de contaminação de corpos d'água por produtos tóxicos. Seus instrumentos de análise são capazes de prever a toxicidade de compostos químicos, sinalizando os potenciais ecotoxicológicos e seus mecanismos de ação em organismos vivos, através de obtenção de curvas de concentração-efeito e concentração resposta (MAGALHÃES e FERRÃO FILHO, 2008).

Os testes de toxicidades agudas avaliam o efeito de substâncias químicas isoladas ou em misturas procurando estimar a concentração que causa efeito a 50% da população exposta durante um período curto de tempo. Tal concentração correspondente a CL (concentração mediana letal) do número de organismos vivos e mortos do ensaio (RIBEIRO, 2010).

Alguns organismos são utilizados como bioindicadores de toxicidade aguda como: bactérias bioiluminecentes como *Vibrio fischeri*; microcrustáceos *Daphnia magna, Artemia salina* e peixes *Poecilia reticulata, Brachydanio rerio* (BENASSI, 2004).

A *Artemia salina*, um microcrustáceo de água salgada, destaca-se por compor um bioensaio de toxicidade de baixo custo, rapidez na obtenção dos resultados (PALÁCIO, et al. 2012; RIBEIRO, 2010; MEYER, 1982). Este ensaio biológico é considerado uma das ferramentas mais utilizadas para a avaliação preliminar de toxicidade (HOCAYEN, 2012).

Para realização do testes são utilizados náuplios na fase II (48 horas de eclosão). A fase II constituía o período mais sensível às amostras testadas, pois os náuplios iniciam a alimentação de material particulado, através da ingestão contínua da água (PIMENTEL, 2011; RIBEIRO, 2010).

Sendo assim, objetivou-se com este estudo realizar o teste de toxicidade do líquido metabólico decorrente da biodegradação de querosene em água do mar por *Candida lipolytica* por meio do bioensaio com *Artemia salina.*

MATERIAL E MÉTODOS

Um planejamento fatorial 2² com variações das concentrações de sulfato de amônio e fosfato monobásico de potássio, sobre a biorremediação de querosene em água do mar foi realizado por 15 dias. O líquido metabólico do ponto central livre de células e óleo foi utilizado na realização do bioensaio para avaliar os efeitos da toxicidade dos materiais residuais provenientes dos meios de biodegradação do querosene.

O teste de toxicidade aguda com *Artemia salina* seguiu a metodologia de Meyer (1982). Para o teste preliminar, os cistos foram eclodidos em aeração, temperatura de 25 +/- 1ºC, e iluminação artificial utilizando solução de sal marinho (30 g/L) dissolvido em água destilada, com salinidade de 30 ppt.

No bioensaio, diluições do líquido metabólico livre de células e óleo com intervalo de concentração útil variando entre 5,10,20,50,70,100 e 150 µL/mL. A concentração escolhida foi determinada a partir de experimentos preliminares com uma ampla faixa de concentração.

Dez náuplios na fase II de desenvolvimento foram transferidos como o auxílio de uma pipeta de Pasteur, e colocados em placas de Petri (12x40mm) contendo 5 mL preparado com a respectiva concentração e a solução de sal marinho sintético. Cada concentração foi testada em 10 organismos e em triplicata na ausência de luz. O controle continha apenas solução de sal marinho sintético.

Após 24 horas de exposição, a contagem foi realizada em lupa dos organismos mortos em cada replica. As larvas eram consideradas mortas se não exibissem nenhum movimento durante 20 segundos de observação. Os resultados foram submetidos à análise de PROBIT pelo programa StatPlus® 2005 para cálculo da (CL_{50}).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram obtidos os limites superior e inferior de sensibilidade, tendo assim a maior concentração testada que se obteve 0% de mortalidade de 5

µL/mL e a menor concentração que se observou 100% de 150 µL/mL demonstrados na Tabela 1.

Tabela 1. Número de naúplios de *Artemia salina* mortos nas 7 concentrações do líquido metabólico da biorremediação do querosene por *Candida lipolytica*

Doses (µL/mL)	Controle	5	10	20	50	70	100	150
Porcentagem da contagem após 24 horas	0	0	16	20	23	26	66	100

A análise estatística obtida no bioensaio com *Artemia salina* apresentou CL_{50} de 87,59 com confiança de 95% através da análise de PROBIT pelo programa StatPlus® 2005.

De acordo com Siqueira et al. (1998), uma substância é considerada altamente tóxica quando a CL_{50} for menor que 80 µg. mL^{-1} , moderadamente tóxica quando os valores são entre 80 e 250 µg. mL^{-1}, acima deste a substância é considerada atóxica.

O biossurfactante semi purificado surfactina, produzido a partir de suco de caju por *Bacillus subtilis,* apresentou valores 612,27 µg. mL^{-1}, não apresentando efeitos tóxicos sob a *Artemia salina*. Esta propriedade está relacionada às extremidades suaves que fazem com que apresentem alta compatibilidade com as membranas biológicas (FELIX, 2012).

Ribeiro (2010) realizando estudos de toxicidade aguda e crônica de uma mistura de produtos químicos presente no light-stick, apetrecho sinalizador utilizado em pesca, em diferentes organismos marinhos relata que testes com *Artemia salina*, mesmos possuindo menor sensibilidade que organismos como embriões de ouriço-do-mar, possuem um fácil manuseio e cultivo e auxiliam em monitoramento, uma vez que não degrada o ambiente coletando organismos do seu habitat e consegui informa a faixa de concentração para testes com outros organismos.

CONCLUSÃO

1. O organismo marinho utilizado no bioensaio demonstrou que a biorremediação do querosene em água do mar por *Candida lipolytica* possui uma toxicidade moderada;
2. O bioensaio mostrou-se eficiente já que o tratamento proposto poderá ser oriundo de ambientes aquáticos marinhos e conter salinidade siguinificativa.

REFERÊNCIAS

BENASSI, Jean Carlos. **O uso de bioindicadores e biomarcadores na avaliação do processo de remediação de efluente de lixiviação de carvão mineral utilizando microesferas de quitosana**. 2004. 106p. Dissertação (Mestrado) -Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2004.

DAS, NILANJANA; CHANDRAN, PREETHY. Microbial Degradation of Petroleum Hydrocarbon Contaminants: An Overvaniew. **Biotechnology Research International.** vol. 2011, n. 1, p.1-13, 2012.

FELIX, Anne Kamilly Nogueira. **Caracterização e estudo da aplicabilidade do biossurfactante produzido por *Bacillus subtilis* LAMI005 a partir do suco de caju**. 2012. 105p. Dissertação (Mestrado) -Universidade Federal do Ceará, Fortaleza, Ceará, 2012.

HAMZA, USMAN D.; MOHAMMED, IBRAHIM A.; SALE, ABDULLAHI.Potentials of bacterial isolates in bioremediation of petroleum refinery wastewater. **Journal of Applied Phytotechnology in Environmental Sanitation**, vol.1, nº3, p. 131-138, 2012.

HOCAYEN, P. A. S.; CAMPOS, L.A.; POCHAPSKI, M. T.; MALFATTI, R.M. Avaliação da Toxicidade do extrato bruto metanólico de Baccharis dracunculifolia por meio do bioensaio com Artemia salina. **INSULA** Revista de botânica, v.41, p.23-31, 2012.

MEYER, B. N. et al. Brine shrimp: A convenient general bioassay for active plant constituents. **Planta Medica**, v. 45, p. 31-34, 1982.

MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecol. Bras**., v. 12, p.355-381, 2008.

PALÁCIO, S. M. et al. Estudo da toxicidade de efluente têxtil tratado por foto fenton artificial utilizando as espécies *Lactuca sativa* e *Artemia salina.* **Engevista**, v.14, p.127-134, 2012.

PIMENTEL, Marcionília Fernandes. **Análise ecotoxicológica do efluente da indústria de beneficiamento da castanha de caju antes e após tratamento em reator aeróbio inoculado com fungos.** 2008. 84p. Dissertação (Mestrado) -Universidade Federal do Ceará - Instituto de Ciências do Mar, Fortaleza, Ceará, 2008.

PIMENTEL, M. F.; SILVA JÚNIOR, F. C. G.; SANTAELLA, S. t. O Uso de Artemia sp. como Organismo-Teste para Avaliação da Toxicidade das Águas Residuárias do Beneficiamento da Castanha deCaju Antes e Após Tratamento em Reator Biológico Experimental. **J. Braz. Soc. Ecotoxicol**., v. 6, n. 1, p. 15-22, 2011.

POMBO, Felipe Ramalho.**Gestão da demanda de água na indústria de refino de petróleo: desafios e oportunidades de racionalização**. 2011. 169p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

RIBEIRO, Caio Cesar. **Avaliação e identificação da toxicidade aguda e crônica do light-stick, sinalizador utilizado em pesca de espinhel, através de ensaios com diferentes organismos marinhos.** 2010. 60p. Monografia-Centro universitário Monte Serrat (ANIMONTE), São Paulo - Santos, 2010.

GEOTECNOLOGIAS APLICADAS NO PLANEJAMENTO DE SISTEMAS URBANOS DE ÁGUA

Maria José De Sousa Cordão[1]

Iana Alexandra Alves Rufino[2]

[2]Mestre em Engenharia Civil e Ambiental pela UFCG – Universidade Federal de Campina Grande - Avenida Aprígio Veloso, 882, Bodocongó, Campina Grande/PB, CEP: 58429-140, Brasil - Tel: (83) 2101 1461 – e-mail: merycordao@gmail.com

[3]Docente do Departamento de Engenharia Civil da UFCG

Resumo

A modelagem e otimização da disposição espacial de unidades de preservação que constituem os Sistemas Urbanos de Distribuição de Água (SUDA) são abordadas neste trabalho sob a perspectiva do apoio à decisão no planejamento desses sistemas. Tendo em vista os avanços e técnicas encontradas nos Sistemas de Informação Geográfica (SIG) e a possibilidade de utilizá-lo como Sistema de Apoio a Decisão Espacial (SADE), este trabalho apresenta uma metodologia que viabiliza a tomada de decisão em planejamento de SUDA. Utilizando critérios especializados, são mapeadas zonas consideradas como ótimas para a localização de novas unidades de preservação, as quais podem constituir diretrizes no planejamento para expansão dos SUDA.

Palavras-chave: *Sistemas de Abastecimento de Água, Sistemas de Informação Geográfica, Sistema de Apoio a Decisão Espacial.*

INTRODUÇÃO

O planejamento de muitos Sistemas Urbanos de Distribuição de Água (SUDA) tem se tornado uma tarefa complexa, devido, principalmente ao aumento dos níveis de urbanização e, por conseguinte, aumento da demanda. Além disso, as autoridades gestoras, muitas vezes, decidem as ações com base na própria experiência profissional, sem considerar a interação entre os elementos envolvidos, resultando em práticas menos eficientes na fase de operação do sistema. Muitos estudos atentam para estas lacunas no processo de planejamento dos SUDA e sugerem novas propostas e técnicas hidráulicas para enfrentá-las e ultrapassá-las. (BAU, 2000; BRITTO & ORIÁ, 2000, BUZETI *et al*, 2000; RIGHETO, 2002; SIMÃO & RODRIGUES, 2003; CARRIJO & REIS, 2005).

Em razão desse alto volume de variáveis, os SIG, com suas funções de reunir, introduzir, armazenar, recuperar, transformar e cartografar dados sobre o mundo real é considerado uma ferramenta útil na modelagem e otimização de diversos elementos que compõem as redes de distribuição de água, atuando principalmente, na tomada de decisão, importante aspecto na fase de planejamento.

2. METODOLOGIA

Diante de toda a discussão acerca da disposição espacial mais adequada de equipamentos utilizando os Sistemas de Informações Geográficas (SIG) como um Sistema de Apoio à Decisão Espacial (SADE) e considerando como problema de estudo as unidades de reservação que compõem o Sistema Urbano de Abastecimento de Água (SUDA) da cidade de Campina Grande - PB, este estudo se baseia na indicação de zonas para a disposição espacial de novas unidades de reservação.

2.1 Área de estudo

A área abordada neste estudo compreende a zona urbana da cidade de Campina Grande - PB, localizada no agreste paraibano na região oriental do Planalto da Borborema a $7^{o}13'11''$ de latitude Sul e a $35^{o}52'31''$ de latitude Oeste. O município de Campina Grande apresenta uma área que se aproxima de 621 km², enquanto que a zona urbana possui em seus limites 96 km², aproximadamente. A topografia do município possui curvas de nível variando entre 337 m e 665 m acima do nível médio de mar. O município apresenta uma população de 381.422 habitantes e uma população urbana compreendendo 95% do total (IBGE, 2008).

2.2 Aquisição de dados

Foram obtidos, junto à Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), informações sobre altitudes e uso do solo, informações sobre características da rede, em especial aos aspectos relacionados aos reservatórios em operação.

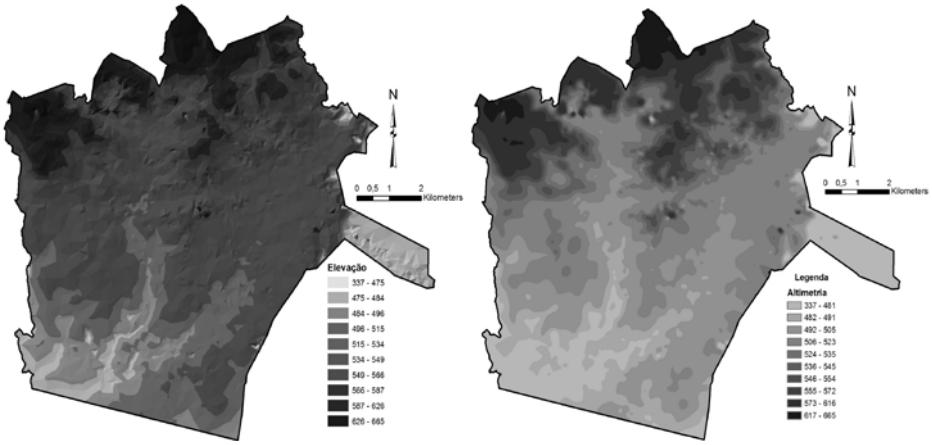
2.3 Avaliação de critérios e modelagem

Para a escolha dos critérios a serem considerados na análise, foi elaborado um modelo conceitual de forma a simular a implementação com todas as operações a serem

efetuadas no SIG. Este tipo de análise pode ser denominado de Avaliação Multicritério (Multi-Criteria Evaluation) e pode ser entendida como um conjunto de métodos que permitem o tratamento simultâneo de aspectos econômicos, sociais, políticos, ambientais, entre outros, em um processo de tomada de decisão (BRAGA & GOBETTI, 1997).

2.3.1 Altimetria

Para a obtenção do Modelo Numérico do Terreno (MNT) foi gerada uma grade irregular triangular (TIN do inglês: Triangular Irregular Network) (Figura 1a). Em seguida, esta grade irregular foi transformada em uma grade regular (GRID) (Figura 1b) para que fosse possível sua utilização através de álgebra de mapas (operações realizadas célula a célula).



(a) (b)

Figura 1 – Modelagem numérica do terreno: **(a)** em grade triangular irregular; **(b)** grade regular, elaborados a partir de dados da CAGEPA

2.3.2 Uso do solo urbano

O mapa de uso do solo (Figura 2a) foi a fonte de dados utilizada para a obtenção da localização da demanda potencial (usuários) de cada reservatório

2.3.3 Zonas de pressão

As zonas de pressão fazem parte do zoneamento do sistema utilizado pela própria CAGEPA. Em geral, esse zoneamento da rede em zonas de pressão é uma técnica utilizada em sistemas de médio e grande porte para promover a operação e manutenção

de uma forma mais eficiente. São quatro as zonas de pressão do SUDA estudado (Figura 2b): Zona A e Zona D apresentam as menores e maiores pressões, respectivamente. As Zonas B e C apresentam números intermediários de pressão.

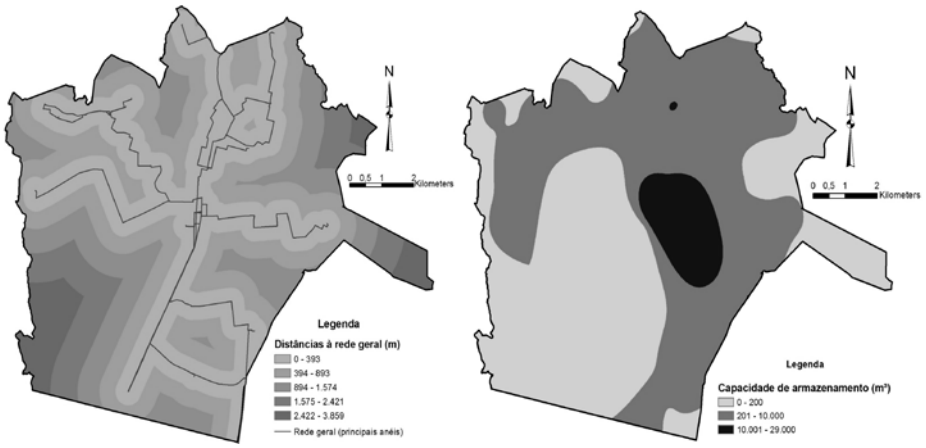


(a) (b)

Figura 2 – **(a)** Uso do solo da cidade de Campina Grande - PB para o ano de 2006; **(b)** Zoneamento utilizado no SUDA.

2.3.4 Distância à rede geral e Volumes armazenados

A Figura 3a apresenta o desenho da rede geral através dos condutos principais, bem como às distancias calculadas em relação à mesma, as quais podem ser utilizadas como critério. Por meio da localização das unidades de reservação e dos valores dos volumes de armazenamento (Figura 3b), foi possível gerar uma superfície contínua a partir de métodos de interpolação presentes no SIG utilizado. Essa superfície foi utilizada como critério nas análises. Esses critérios foram adequados segundo uma função de normalização, tornando possível a combinação dessas informações. A normalização transforma os planos de informação em uma mesma unidade de medida, em função da adequação de cada critério à hipótese formulada. Utilizaram-se conjuntos difusos nas análises, os quais geram possibilidades de cada célula pertencer a uma função de pertinência estabelecida.



(a) (b)

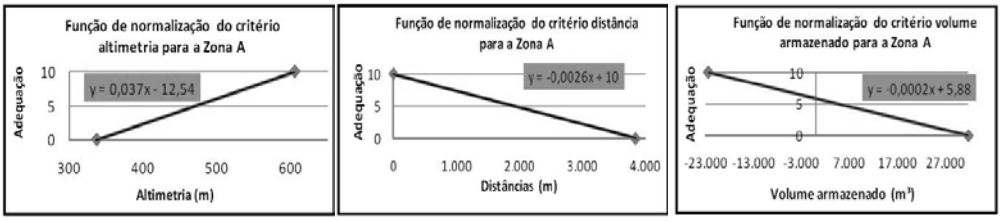
Figura 3 – **(a)** Distâncias à rede geral (principais condutos); **(b)** Representação espacial da capacidade de armazenamento do SUDA de Campina Grande – PB.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

São apresentados a seguir os resultados obtidos na análise dos planos de informações espaciais que correspondem à modelagem desenvolvida. A partir da geração de todos os planos de informações, realizou-se a análise multicriterial, a qual se caracteriza como uma combinação ponderada entre os critérios normalizados. A análise se limita a restrição estabelecida, ou seja, nas áreas urbanas ocupadas (lotes). O critério restritivo pode ser visualizado na Figura 2a. A contribuição (pesos) de cada critério à análise foi avaliada segundo métodos heurísticos e está representada algebricamente através da Equação 1.

$$\{[(0,4\times a \quad l)(0,2\times d \quad t5mc\,a)(0,2i\times ne\,a\ 5\ \ a \quad r \quad l\text{-}\ i)]\times na \quad ma \quad a\ \}: \qquad \text{(Equação 1)}$$

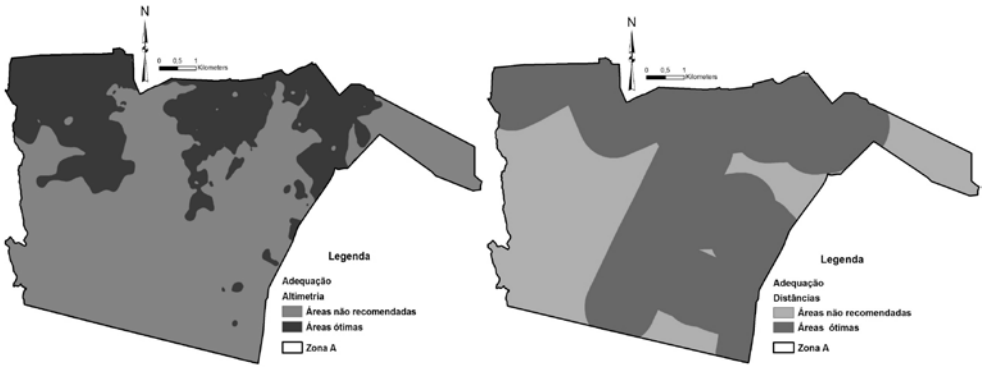
Com a hipótese formulada: *encontrar zonas ótimas para localizar novas unidades de reservação* os critérios utilizados foram normalizados e ponderados. Foram classificados em faixas que caracterizam a hipótese formulada: *áreas não recomendadas* e *áreas ótimas*. Neste sentido, a normalização do critério *altimetria* é alcançada através de uma função linearmente crescente (Figura 4a). Na implantação de novas unidades de reservação, outro critério que pode ser considerado são as distâncias da rede geral aos eventuais usuários do serviço (Figura 4b). Outro critério utilizado na análise foi o volume armazenado nas unidades operadas do sistema estudado. (Figura 4c). Os mapa obtidos por meio da função de normalização encontrada pode ser visualizado nas Figuras 5a, 5b e 6.



(a) (b) (c)

Figura 4 – **(a)** Funções de normalização dos critérios altimetria (b) distâncias à rede geral (c) e volume armazenado

Os resultados da análise foram previstos, a princípio para as áreas em expansão urbana consideradas (região sudoeste da cidade de Campina Grande). No entanto, optou-se em analisar todo o limite urbano através do zoneamento abordado. Estas áreas foram avaliadas no momento em que se considerou a Zona A, pois as mesmas estão abrigadas, quase totalmente dentro desta zona. Outra zona que possui áreas urbanas em expansão é a Zona D.



(a) (b)

Figura 5 – **(a)** Mapa de altimetria normalizado classificado em áreas para a disposição espacial de novas unidades de reservação; **(b)** Mapa de distâncias normalizado classificado em áreas para a disposição espacial de novas unidades de reservação.

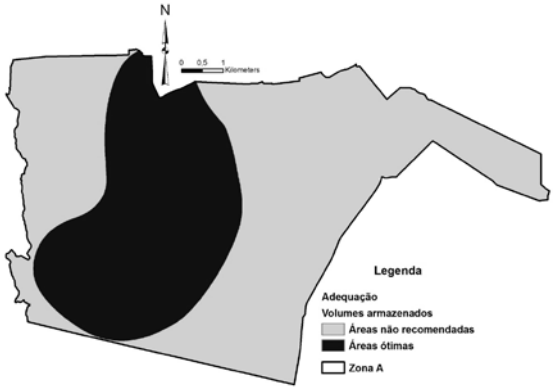


Figura 6 – Mapa de volumes armazenados normalizado (0 a 10) classificado em áreas para a disposição espacial de novas unidades de reservação para a Zona A

Obteve-se resultados da otimização de áreas para localização de unidades de reservação para as quatro zonas analisadas, a exemplo da Zona A (Figura 7).

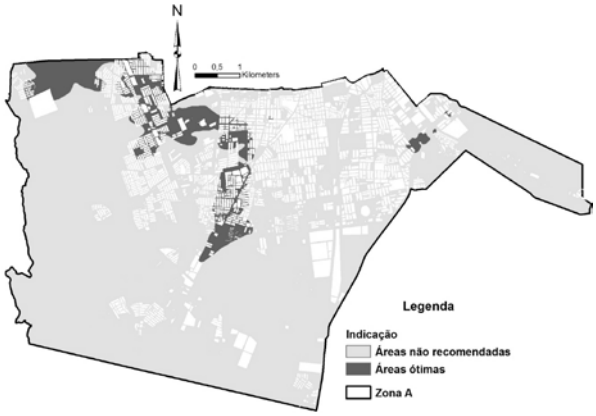


Figura 7 – Indicação de áreas para a disposição espacial de novas unidades de reservação na Zona A

Os Sistemas de Informação Geográfica (SIG) oferecem uma série de vantagens frente à gestão habitual dos serviços de distribuição de água. Uma vez que esses sistemas podem servir como um SADE, eles possibilitam a realização de tarefas difíceis de serem efetuadas de maneira manual. Além disso, a realização destas tarefas pode incrementar de modo notável a eficácia e equidade do atendimento à população a estes serviços. A implantação dos SIG na tarefa de otimizar a localização de equipamentos que constituem os SUDA parece altamente recomendável.

CONCLUSÕES

Os resultados das áreas ótimas para a disposição de novas unidades de reservação (Figura 7) podem auxiliar na tomada de decisão, trazendo diretrizes de planejamento em função da expansão do sistema estudado (O estudo não alcançou a etapa de definir dados sobre onde seriam instalados novos reservatórios e quanto seriam seus volumes). A obtenção dessas diretrizes para o planejamento dos SUDA na área de estudo escolhida, visa minimizar custos, aumentando a eficiência e alcance social do serviço ao término da implementação do sistema proposto.

REFERÊNCIAS

BAU, J. (2000). *Abastecimento de água e saneamento: uma nova visão e uma nova cultura para serviços essenciais.* EPAL-Empresa Portuguesa das Águas Livres, Lisboa.

BRAGA, B.; GOBETTI, L. (1997). Análise Multiobjetivo. In: Porto et al. (1997). *Técnicas Quantitativas para o gerenciamento de recursos hídricos.* Ed.Universidade. UFRGS, ABRH, Porto Alegre.

BUZETI, C.; CASAGRANDE, A. P.; BAGGIO, M. A. (2000). *Rede de distribuição de água: porquê não a operamos?* In: Anais do XXVII Congresso Interamericano de Engenharia Sanitária e Ambiental, CD-Rom.

CARRIJO, I. B.; REIS, L. F. R. (2005). *Obtenção de estratégias operacionais ótimas de sistemas de distribuição de água utilizando algoritmos evolucionários, aprendizado de máquina e ordem de preferência.* XVI Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos. João Pessoa. Cd-Rom.

RIGHETTO, A. M. (2002). *Operação ótima de sistema urbano de distribuição de água. In: Seminário de planejamento, projeto e operação de redes de abastecimento de água: o estado da arte e questões avançadas.* João Pessoa. CD-Rom.

SIMÃO, A. C. R.; RODRIGUES, J. M. C. (2003). *Um SI protótipo para apoio à gestão de sistemas urbanos de abastecimento de água.* Instituto de Engenharia de Sistemas e Computadores de Coimbra – INESC, ISSN: 1645-2631, Coimbra.

ANÁLISE CLIMATOLÓGICA E BALANÇOS HÍDRICOS NO MUNICÍPIO DE MONTEIRO-PB

Maria José Herculano Macedo [1]; Raimundo Mainar de Medeiros [2]; Virgínia Mirtes de Alcântara Silva[3], Francisco de Assis Salviano de Sousa[4]
[1] Licenciada em Matemática, M.Sc., Pós-Graduanda, Unidade Acadêmica de Ciências Atmosférica, UFCG/Campina Grande – PB, email: mariejhm@hotmail.com .
[2] Doutorando em Meteorologia: Universidade Federal de Campina Grande, C.Grande-PB, email: mainarmedeiros@gmail.com
[3] Bióloga, Mestranda em Recursos Naturais, UFCG/Campina Grande – PB,email: virginia.mirtes@ig.com.br
[4] Prof. Adjunto D.Sc., Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas, UFCG/Campina Grande – PB, email: fassis@dca.ufcg.edu.br.

Resumo

Conhecer o clima local é um fator importante para avaliar os recursos hídricos, haja vista que vários elementos meteorológicos estão inseridos no ciclo hidrológico. Nesse contexto, o objetivo deste trabalho é estimar os balanços hídricos, climatológico e decadal, no município de Monteiro e avaliar o comportamento do açude de Poções. Os resultados revelaram que os meses de maior pluviometria no município são março e abril. Em relação às condições térmicas, os menores valores de temperatura média ocorrem de junho a agosto. Analisando o balanço hídrico climatológico se verificou meses em que ocorrem reposição e retirada hídrica, enquanto o balanço hídrico referente ao período de 2000 a 2010 apenas se verificou déficit hídrico. Os balanços hídricos decadal e climatológico apresentaram menores deficiências hídricas no mês de maio e maiores no mês de novembro.

Palavras-chaves: Flutuabilidade, clima, ciclo hidrológico.

Abstract

Meet the local climate is an important factor to evaluate water resources, considering that various meteorological elements are inserted in the hydrological cycle. In this context, the objective of this study is to estimate the water balance, and decadal climatological, municipality of Monteiro and evaluate the behavior of the dam Potions. The results revealed that the months of highest rainfall in the city are March and April. Regarding thermal conditions, the lowest values of average temperature occur from June to August. Analyzing the climatic water balance occurred months occurring water

withdrawal and replacement, while the water balance for the period 2000 to 2010 there was only water deficit. The water balance and climatic decadal had lower water deficit in May and increased in November.

Key words: Buoyancy, climate, hydrological cycle

INTRODUÇÃO

Mesmo em abundância a distribuição espacial e temporal da água sobre a Terra é bastante irregular causando problemas de excesso em alguns lugares e escassez em outros. Conhecer o clima local é de fundamental importância para avaliar os recursos hídricos, pois vários elementos meteorológicos atuam na variação e na disponibilidade hídrica. Não se pode afirmar que um clima está úmido ou seco conhecendo-se apenas os dados pluviométricos. É necessário saber se a precipitação é maior ou menor que a água necessária para a evaporação e transpiração. Assim, precipitação e evapotranspiração são fatores climáticos importantes. Sabe-se que a precipitação e evapotranspiração ocorrem muitas vezes devido a diferentes causas meteorológicas quer em magnitude ou em distribuição temporal ao longo do ano. Em alguns lugares os meses de maiores precipitações ocorrem após o mês de maior evaporação (THORNTHWAITE, 1948).

A realidade hídrica associada a fatores climáticos instigam diversos pesquisadores a realizar estudos envolvendo o balanço hídrico, pois esse se torna necessário na contabilização da quantidade de água que entra e sai do solo. O balanço hídrico tradicional de THORNTHWAITE & MATHER (1948, 1955) é um instrumento agrometeorológico utilizado para caracterizar o fator umidade que inclui a evapotranspiração potencial e a precipitação mensal de tal forma a não sobrar nem faltar água no solo para o uso das plantas. GÜNTNER et al. (2004) aplicaram um modelo simples e determinista de balanço hídrico para vários reservatórios no estado do Ceará. GALVÍNCIO et al., (2006) utilizaram o balanço hídrico para analisar o impacto das ações antropogênicas no escoamento superficial da bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa no município de Boqueirão/PB. UFOEGBUNE et al. (2011) apresentaram estimativas do balanço hídrico no Lago Oyan no Noroeste da Nigéria.

O objetivo deste estudo consiste em avaliar a estimativa dos balanços hídricos climatológico e decadal para o município de Monteiro - PB e analisar o comportamento dos volumes mensais do açude Poções.

MATERIAL E MÉTODOS

O município de Monteiro está localizado na Microrregião do Cariri Ocidental e na Mesorregião da Borborema do estado da Paraíba, Figura 1. Sua área é de 986 km² representando 1.7476% do Estado, 0.0635% da Região e 0.0116% de todo o território brasileiro. A sede do município tem uma altitude aproximada de 599 metros distando 263,1 km da capital. O município de Monteiro está inserido na unidade geoambiental da Depressão Sertaneja, que representa a paisagem típica do semiárido nordestino, caracterizada por uma superfície de pediplanação bastante monótona. O relevo é predominantemente suave-ondulado, cortado por vales estreitos, com vertentes dissecadas. O clima é do tipo *Tropical Semiárido*, com chuvas de verão. O período chuvoso se inicia em novembro com chuvas de pré-estação, com início no mês de dezembro e tem o seu trimestre mais chuvoso entre os meses de janeiro a março, o término do período chuvoso ocorre após a segunda quinzena do mês de abril. A precipitação média anual é de 431,8 mm (CPRM, 2005). Segundo a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba (AESA) o açude Poções é o principal açude que abastece o município de Monteiro com capacidade máxima de 29.861.562 m³. O uso principal de suas águas é para abastecimento público e para irrigação, Figura 1.

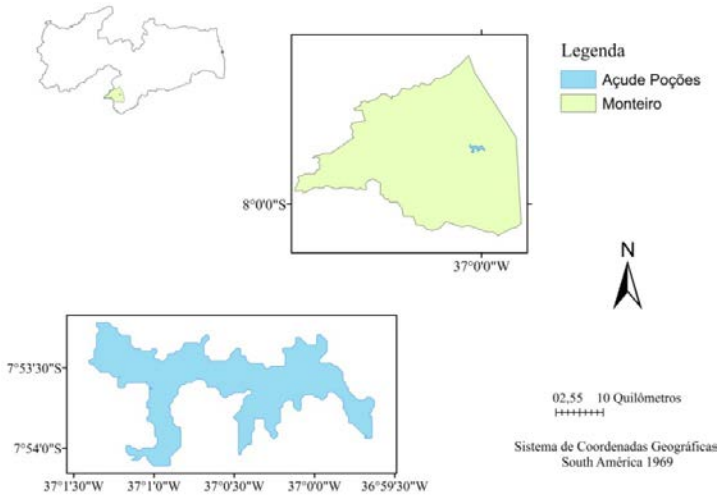


Figura 1 – Localização espacial do açude Poções no município de Monteiro/PB.

As informações meteorológicas utilizadas nesse trabalho tais quais: temperaturas máxima, mínima e média do ar, amplitude térmica, umidade relativa do ar, intensidade do vento, evapotranspiração, evaporação, nebulosidade, insolação total e índices pluviométricos no período de 1961 a 1990, foram obtidas das Normais Climatológicas do Brasil (INMET, 2009). Além desses dados, também foram utilizados dados mensais de temperatura média do período de 2000 a 2010, fornecidos pelo Instituto Nacional de Meteorologia (INMET) e dados mensais de volume e precipitação do açude Poções referentes ao mesmo período, gentilmente fornecidos pela Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba - AESA.

Utilizou-se o método de THORNTHWAITE & MATHER (1948, 1955) para o cálculo do balanço hídrico climatológico e decadal em escala mensal para um ano médio, ou seja, o balanço hídrico cíclico, elaborado a partir das normais climatológicas de temperatura média e precipitação. Essa técnica é a mais utilizada para trabalhar com dados de balanço global de água do ponto de vista climatológico. Através da contabilização do suprimento natural de água ao solo, por meio da pluviosidade (P), e da demanda atmosférica, pela evapotranspiração potencial (ETP), considerando um nível máximo possível de armazenamento (CAD). O balanço hídrico fornece estimativas da evapotranspiração real (ETR), da deficiência hídrica (DEF), do excedente hídrico (EXC) e do armazenamento efetivo de água no solo (ARM), podendo ser elaborado desde a escala diária até a mensal (CAMARGO, 1971).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores de umidade relativa do ar no município de Monteiro flutuam de 73,0 a 78,0 % no período de março a julho, já entre agosto e fevereiro esses valores ocorrem na faixa de 60,0 a 68,0 %. A intensidade média anual do vento é de 2,44 m/s. Nos meses de outubro a dezembro ocorrem os maiores valores de intensidade do vento, flutuação entre 3,28 a 3,55 m/s, entre julho e setembro e nos meses de janeiro e fevereiro a intensidade do vento oscila entre 2,19 a 2,72 m/s e nos meses de abril a junho a flutuação da intensidade do vento é de 1,49 a 1,70 m/s. Os maiores valores de temperaturas médias do ar ocorrem entre os meses de novembro a fevereiro, com média anual de 23,7 ºC. As temperaturas máximas apresentam os maiores valores nos meses de outubro a janeiro, com valor anual de 30,4 ºC, enquanto valores mínimos de

temperaturas ocorrem no período de junho a setembro, com média anual de 18,0 ºC. O mês mais frio é agosto com 14,9 ºC e o mais quente é novembro com 32,7 ºC. A evaporação anual é de 2291,6 mm e sua oscilação mensal é de 109,9 mm no mês de maio a 274,1 mm no mês de novembro, esses índices evaporativos estão associados às variações de intensidade do vento, incidência de insolação total, à nebulosidade e aos índices pluviométricos, Tabela 1.

A cidade de Monteiro tem uma incidência de radiação solar anual de 2715,3 horas. O período de maior incidência de luz solar ocorre entre agosto e março com flutuações entre 215,1 e 271,0 horas. A nebulosidade segue em consonância com a variabilidade da insolação total da área estudada. O índice pluviométrico anual é cerca de 712,5 mm, o período com os maiores índices pluviométricos inicia em janeiro e termina em maio, conforme resultados de Medeiros et al. (2012), com oscilações entre 66,6 a 146,5 mm. Entre os meses de junho a dezembro a variabilidade dos índices pluviométricos oscila entre 10,4 a 50,6 mm. A evapotranspiração anual é cerca de 1604,1 mm, com flutuações mensais de 76,9 mm no mês de maio e 191,9 mm em novembro. A Tabela 1 resume esses valores.

Tabela 1 – Normais climatológicas (Período 1961 a 1990).

Meses	Tmáx	Tmín	Tméd	AT	UR	VV	EVR	ETP	INS	NEB	PREC
Jan	32,4	19,8	25,4	12,6	66	2,72	244,7	171,3	239,3	0,4	66,6
Fev	31,3	19,7	25,0	11,6	68	2,19	179,0	125,3	225,4	0,5	98,4
Mar	30,4	19,8	24,5	10,6	73	1,7	151,4	106,0	215,1	0,6	146,5
Abr	29,5	19,2	23,9	10,3	78	1,54	122,4	85,7	194,1	0,6	142,0
Mai	28,6	17,6	22,5	11,0	77	1,49	109,9	76,9	196,1	0,5	74,5
Jun	27,6	16,3	21,6	11,3	77	1,94	124,4	87,1	185,2	0,5	44,4
Jul	27,8	15,4	21,1	12,4	75	2,24	150,0	105,0	192,9	0,5	36,5
Ago	29,1	14,9	21,7	14,2	68	2,39	203,8	142,7	241,4	0,4	11,9
Set	30,4	16,3	23,0	14,1	66	2,97	217,0	151,9	247,8	0,3	13,0
Out	32,1	18,1	24,6	14,0	61	3,28	252,7	176,9	253,4	0,3	17,8
Nov	32,7	19,1	25,2	13,6	60	3,55	274,1	191,9	271,0	0,3	10,4
Dez	32,4	19,6	25,4	12,8	60	3,33	262,2	183,5	253,6	0,4	50,6
Anual	30,4	18,0	23,7	12,4	69	2,44	2291,6	1604,1	2715,3	0,4	712,5

$T_{máx}$ – Temperatura máxima do ar, $T_{mín}$ - Temperatura mínima do ar, AT- Amplitude Térmica, UR – Umidade Relativa do ar, VV - Intensidade do vento, EVR – Evaporação ETP – Evapotranspiração, INS – Insolação, NEB – Nebulosidade, PREC – Precipitação.Fonte: Adaptada do INMET (2009).

A Figura 2 exibe o balanço hídrico regional de THORNTHWAITE & MATHER (1955) para o município de Monteiro no estado da Paraíba. No balanço hídrico climatológico (Figura 2a) não há excedente hídrico, a deficiência hídrica ocorre entre os meses de maio a fevereiro. O balanço hídrico decadal revela deficiência hídrica em todos os meses do ano, com os menores índices nos meses de março e maio, Figura 2b**.** Comparando-se os balanços hídricos climatológico e decadal, pode ser notado que esse último apresenta maior intensidade de deficiência hídrica, resultado semelhante ao encontrado por Medeiros et al. (2012) para o município de Picuí-PB.

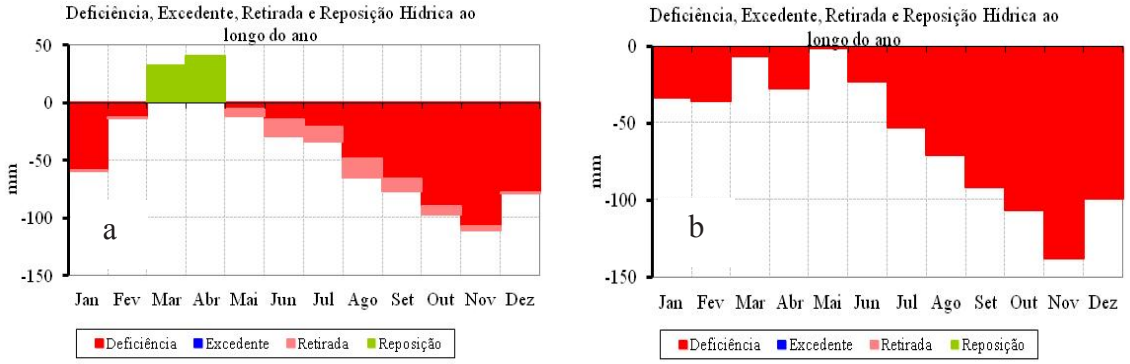


Figura 2 - Balanço hídrico médio mensal climatológico (a) e Balanço hídrico decadal (b) do município de Monteiro – PB.

Em decorrência da deficiência hídrica verificada na Figura 2b, o volume de água do açude de Poções, apresentou no período estudado valores inferiores a 50% de sua capacidade máxima, Figura 3. O maior valor do volume de água desse açude, nesse período, foi cerca de 14 milhões de metros cúbicos, verificado no mês de maio. Além disso, em maio se verifica o menor valor de déficit hídrico (Figura 2b) e menor evaporação e evapotranspiração (Tabela 1). O mês de janeiro é o de menor volume de água no açude, cerca de 33% de sua capacidade máxima.

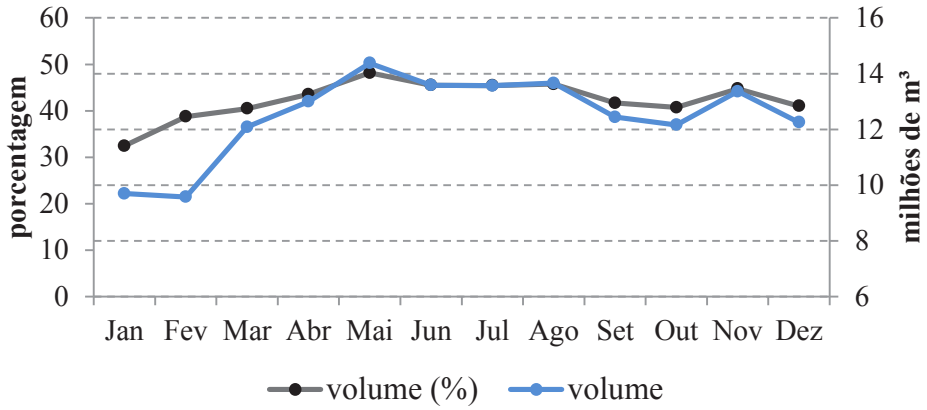


Figura 3 – Volume médio mensal de água do açude Poções.

CONCLUSÕES

As principais conclusões obtidas são:

1. Na análise climatológica do município de Monteiro os meses março e abril apresentaram os maiores índices pluviométricos;
2. No mês de maio ocorrem os menores índices de evaporação e evapotranspiração;
3. Os meses de reposição hídrica, março e abril, no balanço hídrico climatológico não são verificados no balanço hídrico decadal;
4. A variabilidade entre as reposições hídricas dos balanços pode ser influenciada pelo aumento da temperatura do ar, em cerca de um grau no balanço decadal;
5. O menor e o maior valor de deficiência hídrica foram observados nos meses de maio e novembro, respectivamente. Esse comportamento foi semelhante nos dois balanços.

REFERÊNCIAS

CAMARGO, A. P. **Balanço hídrico no Estado de São Paulo**. Campinas: IAC, 28p. (Boletim Técnico, 116), 1971.

CPRM - Serviço Geológico do Brasil. **Projeto cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea**. Diagnóstico do município de Monteiro, estado da Paraíba.

Recife: CPRM/PRODEEM, 2005. Disponível em: <<http://www.cprm.gov.br/rehi/atlas/parai ba/relatorios/MONT120.pdf>>. Acesso em: 05/03/2013.

GALVÍNCIO, J. D. SOUSA, F. A. S.; SRINIVASAN, V. S. Balanço hídrico à superfície da bacia hidrográfica do açude Epitácio Pessoa. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. v. 11, n.3, 2006, p.135-146.

GÜNTNER, A. et al. Simple water balance modelling of surface reservoir systems in a large data-scarce semiarid region. **Hydrological Sciences–Journal–des Sciences Hydrologiques**, v. 49, n.5, 2004, p.901-918.

INMET**. Normais Climatológicas (1961-1990).** Brasília: Departamento Nacional de Meteorologia, 2009.

MEDEIROS, R. M.; FRANCISCO, P. R. M. BANDEIRA, M. M. Balanço Hídrico Climatológico, em Decorrência do Aquecimento Global, no Município de Picuí - Semiárido Paraibano. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 01, p. 59-72, 2012.

THORNTHWAITE, C. W. An approach toward a rational classification of climate. **Geographical Review**, New York, v.38, n.1, p.55-94, 1948.

THORNTHWAITE, C. W.; MATHER, J. R. The water balance. **Publications in Climatology** – Drexel Institute of Technology. New Jersey, v.8, n.1, p.1-86, 1955.

UFOEGBUNE, G. C. et al. Estimation of Water Balance of Oyan Lake in the North West Region of Abeokuta, Nigeria. **British Journal of Environment & Climate Change**, v.1, n.1, p.13-27, 2011.

ANÁLISE DA QUALIDADE DA ÁGUA DO RIACHO CAVOUCO – UFPE [(1)]

Marlyete Chagas de Araújo[1]; Fábio Marcel da Silva Santos[2];
Maria Betânia Melo de Oliveira[3].

[(1)] Trabalho extraído do projeto de Iniciação Científica – PIBIC/ FACEPE (2012/2013)
[1]Bolsista de Iniciação Científica – PIBIC/ FACEPE (marlyete.chagas@hotmail.com);
[2]MSc. em Bioquímica e Fisiologia (fabiomarcelss@yahoo.com.br);
[3]Prof. Adjunto do Dept. Bioquímica (maria.bmoliveira@ufpe.br);
Av. Prof. Moraes Rego, 1235, Cidade Universitária,
50670-901- Recife, PE - Brasil
Universidade Federal de Pernambuco- UFPE
Tema: Qualidade do ambiente

Resumo - O riacho Cavouco é um afluente do principal rio de Pernambuco, o rio Capibaribe, e tem sua nascente dentro do *Campus* da UFPE. Na universidade percorre um trecho que vai do Centro de Tecnologia e Geociências até o Hospital das Clínicas, recebendo um aporte de carga poluidora de resíduos químicos provenientes dos laboratórios de ensino e pesquisa além de despejo hospitalar. Cientes desta situação e tentando contribuir de algum modo com esta realidade, o objetivo deste trabalho foi analisar a qualidade da água deste riacho comparando os resultados das análises aos padrões estabelecidos pela resolução CONAMA 357, de 17 de março de 2005. Para isso, foi realizada coleta de água em cinco pontos estratégicos do *Campus*, e quinze parâmetros físico-químicos foram analisados. Os resultados mostram que as águas do riacho Cavouco apresentam uma carga de poluição inorgânica elevada em todo trecho investigado, sendo os pontos da Ponte do Centro de Tecnologia e Geociências e o da Ponte do Hospital das Clínicas os que mais contribuíram para a poluição do trecho estudado.

Palavras-chave: Ambiente, Resíduo, Poluição.

1. INTRODUÇÃO

Todo ser vivo interage com o meio produzindo por meio de suas atividades resíduos na forma de matéria ou energia. Como a sociedade depende dessas atividades para obter bens e serviços, intervir acarreta implicações sociais, políticas, econômicas e culturais. Entretanto a intervenção é necessária, pois ignorar os resíduos gerados é uma ameaça à sobrevivência da vida (DERISIO, 1992).

Normalmente existe uma tendência em considerar como impactante ao meio ambiente apenas aquelas atividades que geram grandes quantidades de resíduos, consequentemente são estes grandes geradores que estão sob a fiscalização das agências estaduais de proteção ambiental. Pequenos geradores tais como instituições de ensino e de pesquisa, normalmente não são consideradas pelos órgãos fiscalizadores como impactantes, e sendo assim, raramente são fiscalizados quanto ao descarte dos seus resíduos, o que tem possibilitado a prática do descarte inadequado (SOUZA, 2005).

Nas últimas décadas, os ecossistemas aquáticos têm sido alterados de maneira significativa em função de múltiplos impactos ambientais advindos do lançamento de grandes quantidades de efluentes sem tratamento adequado. Como consequência tem-se observado uma expressiva queda da qualidade da água e perda de biodiversidade aquática, além de desequilíbrios à fauna, à flora, e aos ciclos biogeoquímicos (BEM. C, 2009).

O riacho Cavouco é um afluente do principal rio de Pernambuco, o rio Capibaribe, e tem sua nascente dentro do *Campus* da UFPE. Na universidade percorre um trecho que vai do Centro de Tecnologia e Geociências até o Hospital das Clínicas, recebendo um aporte de carga poluidora de resíduos químicos provenientes dos laboratórios de ensino e pesquisa, além de despejo hospitalar. Em decorrência desta grande carga poluidora este trabalho teve como objetivo avaliar a qualidade das águas desse riacho, utilizando parâmetros físico-químicos, a fim de identificar os principais resíduos impactantes e com isso tentar minimizar os danos a este ambiente.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Para verificar a qualidade da água do riacho Cavouco, em Novembro de 2012 foram realizadas coletas de água em cinco pontos estratégicos do *Campus* da UFPE: Nascente (P1), Ponte do Centro de Tecnologia e Geociências – CTG (P2), Ponte da

Biblioteca Central– BC (P3), Ponte do Laboratório de Imunopatologia Keizo Asami – LIKA (P4) e Ponte do Hospital das Clínicas- HC (P5), (Figura 1).

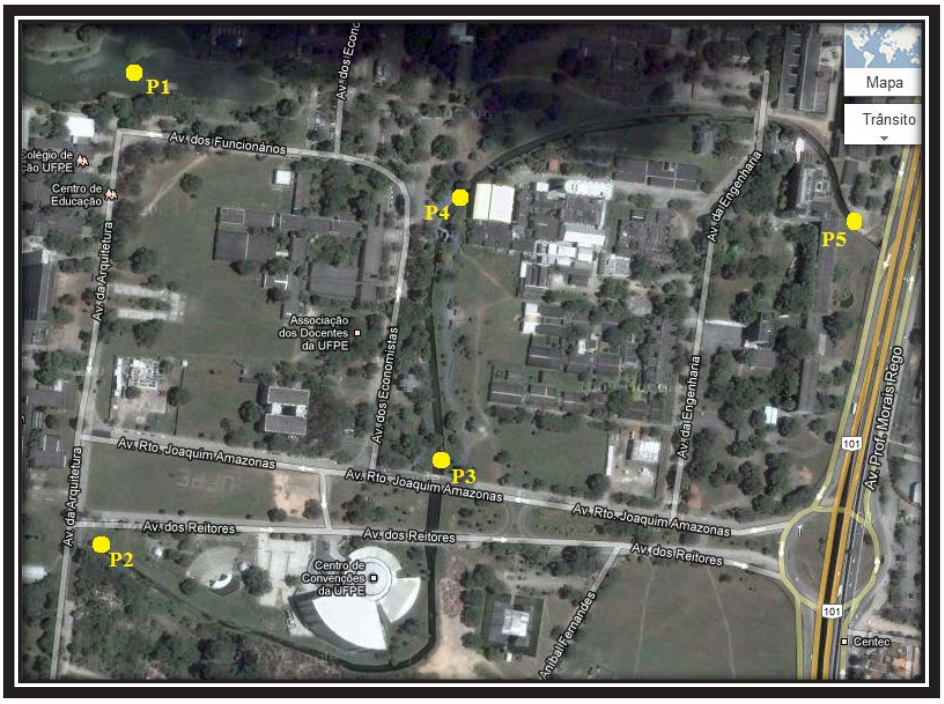


Figura 1. Imagem aérea dos pontos de coleta de água no trecho do riacho Cavouco dentro do *Campus* da UFPE. Fonte: Google Earth, dados cartográficos 2013.

As amostras foram encaminhadas para a Estação de Tratamento de Água (ETA) e para o Laboratório de Análises Minerais, Solos e Água (LAMSA) da UFPE, onde quinze parâmetros dentre indicadores físicos, químicos e tóxicos (metais) foram analisados.

As determinações analíticas dos quinze parâmetros foram executadas segundo a metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (1995). Os metais foram determinados mediante espectrofotômetria de absorção atômica (aparelho CG AA 7000).

Após as análises foi feito um estudo comparativo, correlacionando os resultados laboratoriais obtidos aos limites máximos estabelecidos para os corpos hídricos classe II pela resolução CONAMA, 357/ 2005.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

De acordo com a metodologia descrita apresentam-se os resultados obtidos na coleta de água realizada em cinco pontos do riacho Cavouco- UFPE. (tabela 1).

TABELA 1- Resultado da análise da água nos cinco pontos investigados.

PARÂMETROS ANALISADOS	P1	P2	P3	P4	P5
Ph	8, 82	7,17	7,95	7,84	7,16
Temperatura (°C)	20,2	21,4	20,4	20,1	20,1
Condutividade (Ms/cm)	0, 650	1, 465	1, 335	1, 335	1,283
STD (mg/L)	429	966,9	881,1	881,1	846,78
Turbidez (NTU)	38,7	34,3	22	7,01	18,54
Nitrito (mg/L em N)	0,35	3,32	3,26	2,5	2,8
Nitrato (mg/L em N)	< 0,10	0,23	< 0,10	< 0,10	<0,10
Amônia (mg/L em NH_3)	0,451	1,316	1,504	1,231	1,666
Ferro (mg/L)	1,32	1,49	1,49	1,07	1,57
Manganês (mg/L em Mn)	ND	0,06	ND	0,02	0,12
Cádmio (mg/ L em Cd)	ND	ND	ND	ND	ND
Chumbo (mg/L em Pb)	ND	ND	ND	ND	ND
Cobre (mg/L em Cu)	ND	ND	ND	ND	ND
Cromo total (mg/L em Cr)	ND	ND	ND	ND	ND
Zinco (mg/L em Zn)	ND	ND	ND	ND	ND

P1 - Ponto de Amostragem 1 (nascente)
P2 - Ponto de Amostragem 2 (CTG)
P3 - Ponto de Amostragem 3 (BC)
P4 - Ponto de Amostragem 4 (LIKA)
P5 - Ponto de Amostragem 5 (HC)
ND – Não Detectável pelo Método

Abaixo encontram-se os resultados e a discussão relacionada a cada parâmetro investigado.

3.1. Indicadores Físicos (Temperatura, turbidez, condutividade, STD)

A temperatura influencia em algumas propriedades da água (densidade, viscosidade, concentração de gases dissolvidos) e tem efeito direto sobre a taxa ou cinética das reações químicas, nas estruturas protéicas e funções enzimáticas dos organismos. A temperatura nos cinco pontos esteve na faixa de 20° C (Tabela1; Figura 2A), considerada adequada para este ambiente, visto que a resolução CONAMA 357/ 2005 estabelece que a temperatura em ambiente aquático seja inferior a 40° C.

Turbidez é a medida da dificuldade de um feixe de luz atravessar certa quantidade de água e é causada por matérias sólidas em suspensão (silte, argila, colóides, matéria orgânica, etc.). As análises realizadas demonstraram que os níveis de turbidez nos cinco pontos investigados estão de acordo com os limites estabelecidos por lei, estando abaixo do nível permitido de 100 Unidades Nefelométricas de Turbidez - NTU (Tabela 1; Figura 2B).

Condutividade é a capacidade que uma solução aquosa tem de conduzir corrente elétrica e está diretamente relacionada à presença de íons dissolvidos na água. Em águas continentais os íons responsáveis pela condutividade são: cálcio, magnésio, potássio,

sódio, carbonatos, carbonetos, sulfatos e cloretos. O resultado das análises evidenciou alta condutividade elétrica em quatro dos cinco pontos, sendo o ponto P1 o único a apresentar valores baixos (Tabela 1; Figura 2C). Este resultado deve-se, possivelmente, ao fato deste ponto não receber efluentes dos principais centros geradores de resíduos químicos.

Sólidos totais dissolvidos é o conjunto de todas as substâncias orgânicas e inorgânicas contidas num líquido sob formas moleculares ionizadas ou micro-granulares. As substâncias dissolvidas envolvem carbonato, bicarbonato, cloreto, sulfato, fosfato, nitrato, cálcio, magnésio, sódio e íons orgânicos, entre outros íons necessários a vida aquática. Os resultados das análises constataram que os valores relativos aos sólidos totais dissolvidos, com exceção de P1(Nascente) encontram-se fora dos padrões permitidos pela resolução CONAMA n° 357/2005 que é de 500 mg/L (Tabela 1; Figura 2D). Este resultado pode ser atribuído ao descarte inadequado dos resíduos químicos gerados nas atividades de ensino e pesquisa da UFPE.

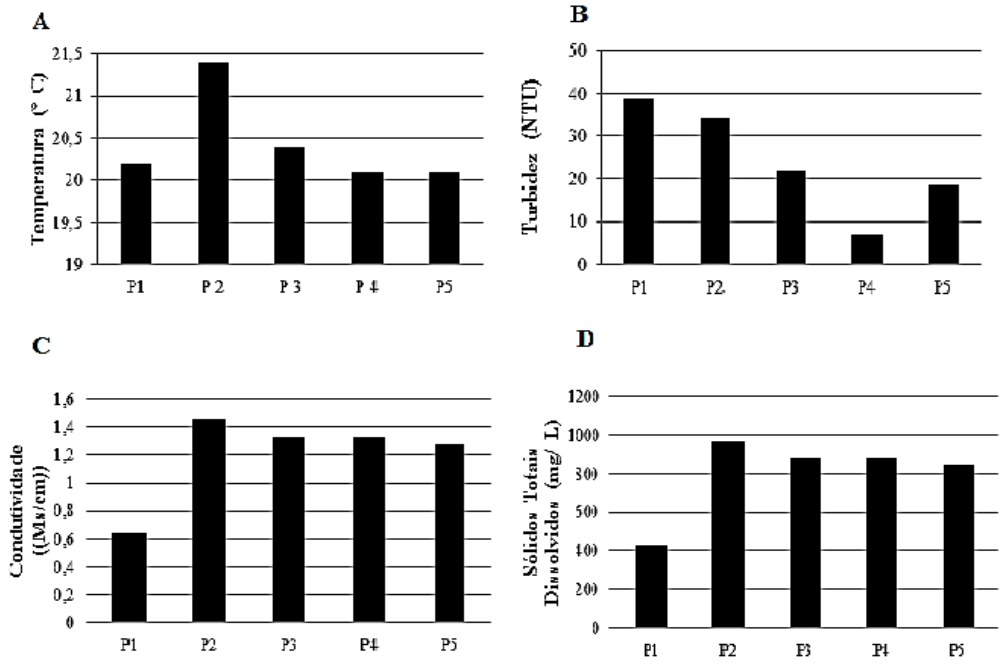


Figura 2. Resultados das análises dos indicadores físicos em cinco pontos da UFPE. A - Temperatura, B -Turbidez, C - Condutividade, D- Sólidos Totais Dissolvidos.

3.2. Indicadores Químicos (pH, amônia, nitrito, nitrato, ferro e metais pesados)

O valor do pH é um número aproximado entre 0 e 14 que indica se uma solução é ácida (pH<7), neutra (pH=7), ou básica/alcalina (pH>7). A vida aquática depende do

pH, sendo recomendável pH na faixa de 6 a 9 (CONAMA 357/2005). Os resultados de pH encontrados nos cinco pontos foram satisfatórios, uma vez que estão dentro dos limites estabelecidos (Tabela 1; Figura 3A).

Todo tipo de matéria orgânica nos rios e riachos (resto de plantas, peixes mortos, esgoto doméstico) transforma-se em amônia. Esta é altamente tóxica para a fauna aquática, no entanto, a atividade bacteriana pode transformar a amônia em nitrito, substância menos tóxica (QUEIROZ, 2005). Os resultados deste trabalho demonstram que os níveis de amônia estavam inadequados apenas no ponto 5, onde os valores ultrapassaram os limites estabelecidos que é de 1,5 mg/L (Tabela 1; Figura 3B). Este resultado pode ser atribuído a grande quantidade de matéria orgânica que normalmente é gerada em um centro hospitalar, além disso, nas mediações do hospital existe um necrotério que descarta seus efluentes no riacho (SILVA, 1999).

A formação de nitritos constitui uma etapa intermediária do processo de nitrificação. A análise dos resultados indica altos níveis de nitrito na maioria dos pontos (Tabela 1; Figura 3C), acima dos limites permitido que é de 1,0 mg/L, indicando a ocorrência do processo de nitrificação.

Normalmente, o esgoto doméstico bruto apresenta altas concentrações de nitrogênio orgânico, com valores que podem variar de 15,0 a 30,0 mg/L. Este nitrogênio é primeiramente mineralizado e posteriormente oxidado, sendo convertido inicialmente na amônia e depois em nitrito e nitrato. O resultado demonstra que nos cinco pontos estudados os níveis de nitrato são inferiores ao recomendado (10 mg/L) (Tabela 1; Figura 3D).

O ferro em quantidade adequada é essencial ao sistema bioquímico da água, podendo, em grandes quantidades, tornar-se nocivo, conferindo sabor e cor desagradáveis e dureza à água, tornando-a inadequada ao uso. Os resultados das análises demonstraram altos níveis de ferro nos pontos investigados, ultrapassando o limite máximo estabelecido que é de 0,3 mg/L (Tabela 1). Segundo RICHTER & AZEVEDO (1991) teores elevados de ferro são encontrados normalmente em água com elevada concentração de matéria orgânica, nas quais o ferro encontra-se ligado ou combinado com a matéria orgânica, frequentemente em estado coloidal; e em águas superficiais ricas em CO_2 e pobremente oxigenadas.

Dentre as várias formas de contaminação do meio ambiente resultante das diversas atividades humanas, a contaminação da água com metais pesados tem sido uma das que tem trazido mais preocupações aos pesquisadores e órgãos governamentais envolvidos no controle de poluição. (OLIVEIRA et al, 2001). Neste estudo, as concentrações dos metais foram determinadas para verificar a influência destes na qualidade do riacho, no entanto não foi detectada a presença de metais pesados em quase todos os resultados, apenas manganês foi constatado em três pontos (P2, P4 e P5) e apenas em P5 observou-se valor acima dos limites estabelecidos (0,1 mg/L) (Tabela 1). Este resultado da mesma forma que os observados em relação ao ferro pode ser atribuído a alta concentração de matéria orgânica no riacho. Segundo MORUZZI (2000), o manganês encontra-se na água na forma dissolvida, coloidal e formas complexadas em que é conhecida a formação do complexo matéria orgânica- Mn que são normalmente muito estáveis.

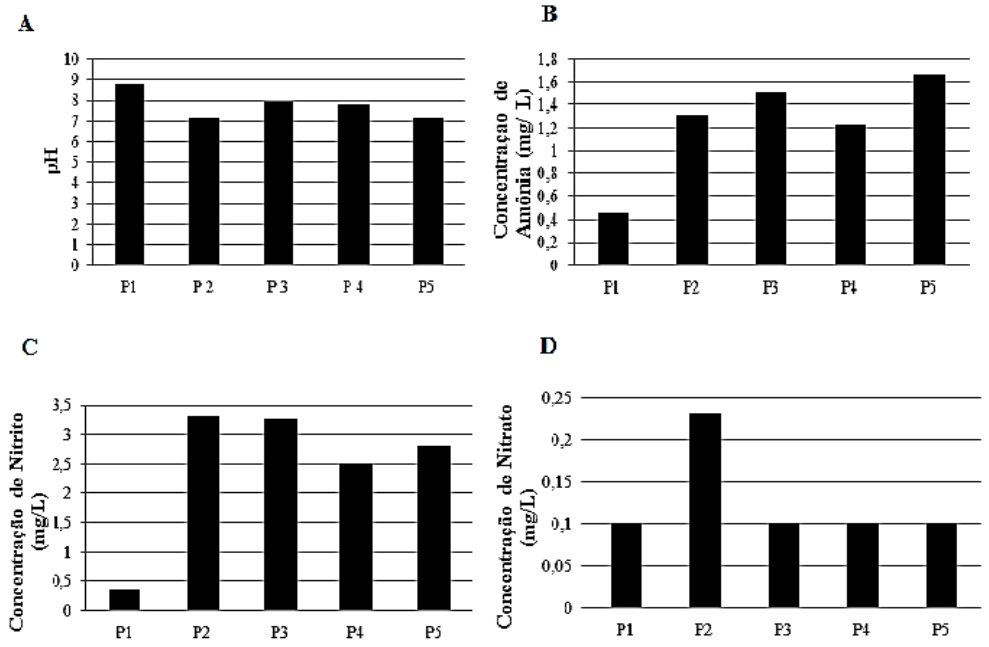


Figura 3. Resultado das análises dos indicadores Químicos em cinco pontos da UFPE. A- pH, B- Amônia, C- Nitrato , D- Nitrito.

CONCLUSÃO

1- A carga de poluição inorgânica presente no riacho Cavouco é atribuída principalmente ao descarte inadequado de resíduos químicos provenientes dos laboratórios de ensino e pesquisa da UFPE.

2- De acordo com os dados obtidos, o ponto P2 do CTG e o ponto P3 do HC são os que mais contribuem para o descarte inadequado dos resíduos no Riacho. Esta situação é decorrente das atividades desenvolvidas pela população circunvizinha ao *Campus* (despejos domésticos), bem como as realizadas no necrotério existente nas mediações do hospital.

3- É necessário um plano de Gerenciamento de resíduos na UFPE que busque proporcionar o manejo e o descarte adequado dos resíduos químicos gerados.

REFERÊNCIAS

APHA. Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater, **American Public Health Association**, Washington, 19th ed. 1995.

BEM, C.C. **Determinação do estado de eutrofização de um lago raso: estudo de caso do lago barigui** – Curitiba, 2009

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE (CONAMA). Resolução nº 357 de 17 de março de 2005. **Ministério do Meio Ambiente**. 2005.

DERÍSIO, J.C. Introdução ao Controle de Poluição Ambiental. **CETESB**. São Paulo, 1ªEd. 1992.

MORUZZI, R.B. **Tratamento de água de abastecimento, contendo ácido húmico complexada com ferro e manganês, utilizando a flotação por ar dissolvido conjugada à oxidação química.** São Carlos, 214 p., 2000.

OLIVEIRA, Juraci Alves; CAMBRAIA, José; CANO, Marco Antônio Oliva; JORDÃO, Cláudio pereira. Absorção e acúmulo de cádmio e seus efeitos sobre o crescimento relativo de plantas de aguapé e de salvínia. **Rev. Bras. Fisiol. Veg**, vol.13, nº.3, p.329-341, ISSN 0103-3131.2001.

QUEIROZ, A.B.J . **Análise ambiental do estado de conservação do baixo curso do rio pacoti** – Ceará, 2005.

RICHTER, C.A.; AZEVEDO NETO, J.M. de. **Tratamento de água: tecnologia atualizada**. São Paulo, 1991.

SILVA, Paula Tereza de Souza e. **Aplicação do Índice de Qualidade da Água em um Trecho do riacho Cavouco no Campus da UFPE**. Recife, 40 p., 1999.

SOUZA, K. E**. Estudo de um método de priorização de resíduos industriais para subsídios à minimização de resíduos de laboratórios de universidades**, 134 p. 2005.

Ocorrência e abundância de *Biomphalaria straminea* no rio Tocantins, espécie vetora da esquistossomose no Brasil

Monica Ammon Fernandez[1,2] & Silvana Carvalho Thiengo[3]

[1]Doutorado em Biologia Parasitária do Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz; [2]Pesquisador, Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, av. Brasil, 4365, Rio da Janeiro, 21040-900, autor correspondente, E-mail: ammon@ioc.fiocruz.br; [3]Pesquisador, Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz, Fundação Oswaldo Cruz, av. Brasil, 4365, Rio da Janeiro, 21040-900, E-mail: sthiengo@ioc.fiocruz.br

Resumo

Alterações no leito dos rios decorrente do desenvolvimento econômico, como a construção de usinas hidrelétricas necessárias ao suprimento energético brasileiro, interferem nas comunidades faunísticas, nos hábitos humanos e nas cadeias tróficas locais. O principal objetivo deste trabalho foi analisar a ocorrência e a abundância da espécie vetora da esquistossomose, *B. straminea*, em um trecho do rio Tocantins onde foi instalada a Usina Hidrelétrica de Peixe Angical, no Estado do Tocantins. A área foi dividida em quatro trechos, incluindo 40 estações de amostragem georreferenciadas, e os moluscos foram obtidos por coleta direta, resultando no número de exemplares/minuto/coletor. Em apenas três estações de amostragem a espécie vetora permaneceu ausente durante todo o estudo (junho/2004 a abril/2008) e no período após a formação do reservatório (abril/2006 a abril/2008) *B. straminea* tornou-se constante e abundante na área, o que indica a necessidade de medidas de vigilância epidemiológica, visando à prevenção da instalação da esquistossomose.

Palavras-chave: Impacto ambiental, Usina hidrelétrica, Esquistossomose, Filo Mollusca

INTRODUÇÃO

Biomphalaria straminea (Dunker, 1848) é uma das três espécies vetoras naturais da esquistossomose no Brasil presente em 1.325 municípios brasileiros (Carvalho *et al*., 2008) e responsável por áreas de transmissão principalmente no Nordeste. Segundo

Amaral e Porto (1994), para que os elos da cadeia epidemiológica se juntem e ocorra transmissão é necessário que o meio ambiente seja favorável e que o homem contribua decisivamente. Estes autores comentaram que no Nordeste, região onde a esquistossomose possui as maiores prevalências e encontra-se mais disseminada, o suprimento de água atinge apenas 49% da população e 7,8% dispõe de esgotamento sanitário. Enfatizam que a mobilidade da população brasileira e as condições sanitárias, ocorrendo em maior ou menor grau em todo o país, bem como a distribuição das espécies vetoras, influenciam a extensão da endemia.

No rio Tocantins, populações de *B. straminea* (Figura 1) foram primeiramente observadas na área de influência da Usina Hidrelétrica de Serra da Mesa (UHE Serra da Mesa) nos oito municípios do entorno do reservatório (Thiengo *et al.,* 2005). Os estudos sobre a suscetibilidade destas populações frente a três cepas de *Schistosoma mansoni* Sambon, 1907 mostraram um índice de infecção de 1,3%, compatível para esta espécie (Fernandez e Thiengo, 2002).

A bacia do rio Tocantins foi considerada prioritária pelo Ministério de Minas e Energia para elaboração dos estudos de avaliação ambiental integrada por possuir diversos empreendimentos hidrelétricos (EPE, 2009). A sucessão ecológica e os parâmetros hidrológicos são análises a serem instituídas ao longo dos rios com características geomorfológicas que possibilitem a instalação destes empreendimentos. Sob este contexto, estudos de monitoramento vêm sendo realizados no Brasil em áreas submetidas a grandes transformações ambientais, por exemplo, em trechos do rio Tocantins sob a influência das Usinas Hidrelétricas de Serra da Mesa, no Estado de Goiás, e de Peixe Angical e de São Salvador, em Tocantins. Estes estudos têm apontado alterações na biodiversidade local após a formação do reservatório, tanto em relação ao número de espécies quanto à abundância específica (Thiengo *et al.,* 2005; Fernandez, 2011). Além disso, alterações na biodiversidade devido à instalação de grandes projetos econômicos, como hidrelétricas, podem disseminar a esquistossomose ou outras parasitoses associadas ao ambiente límnico, bem como alterar as cadeias tróficas locais.

No Estado do Tocantins, entre os municípios de Peixe e São Salvador do Tocantins foi instalada a UHE Peixe Angical (S 12^{o}14', W 48^{o}21') em fevereiro de 2006. Os estudos sobre a malacofauna nesta área foram realizados entre 2004 e 2008 visando, principalmente, identificar as espécies vetoras de parasitoses humanas. Os resultados apontaram a ocorrência de populações de *B. straminea*, bem como sua

potencialidade quanto à transmissão da esquistossomose (Fernandez e Thiengo, 2010). O presente trabalho teve como objetivo avaliar a ocorrência desta espécie vetora no trecho do rio Tocantins sob a influência da UHE Peixe Angical, bem como a abundância específica, antes e após a formação do reservatório.

MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo (Figura 1), situada entre as coordenadas geográficas S 12°13'52.5"-W 48°26'16.2" (estação de amostragem nº 1) e S 12°46'52.5"-W 48°14'11.7" (estação de amostragem nº 40), abrange o rio Tocantins e seu principal afluente neste trecho, o rio Paranã (Figura 1). Foram demarcadas 40 estações de amostragem, sendo três abaixo da barragem da UHE Peixe Angical, ou seja a jusante (nº 1; nº 2: S 12°13'24.8"-W 48°25'59.0" e nº 3: 12°14'29.5"-W 48°23'27.1") e 37 a montante (nº 4: S 12°16'54.2"-W 48°19'05.6"; nº 5: S 12°14'55.2"-W 48°17'47.9"; nº 6: S 12°18'02.5"-W 48°14'09.2"; nº 7: S 12°21'13.8"-W 48°15'53.0"; nº 8: S 12°27'26.7"-W 48°13'34.4"; nº 9: S 12°15'51.1"-W 48°17'08.3"; nº 10: S 12°22'42.9"-W 48°15'34.2"; nº 11: S 12°23'57.8"-W 48°12'30.5"; nº 12: S 12°26'28.1"-W 48°16'18.6"; nº 13: S 12°30'51.9"-W 48°13'03.9"; nº 14: S 12°30'55.1"-W 48°06'28.1"; nº 15: S 12°34'47.9"-W 48°02'08.5"; nº 16: S 12°35'40.4"-W 47°59'08.6"; nº 17: S 12°29'53.9"-W 48°06'09.9"; nº 18: S 12°34'17.2"-W 48°06'36.6"; nº 19: S 12°35'04.6"-W 48°00'45.5"; nº 20: S 12°35'10.4"-W 47°59'53.0"; nº 21: S 12°35'27.0"-W 47°59'34.4"; nº 22: S 12°36'15.5"-W 47°52'44.7"; nº 23: S 12°37'15.9"-W 47°53'02.2"; nº 24: S 12°37'21.2"-W 47°53'07.3"; nº 25: S 12°36'03.8"-W 48°09'41.1"; nº 26: S 12°37'06.8"-W 48°15'39.4"; nº 27: S 12°44'22.3"-W 48°16'18.3"; nº 28: S 12°31'52.5"-W 48°14'21.1"; nº 29: S 12°33'22.6"-W 48°15'41.6"; nº 30: S 12°33'14.6"-W 48°17'14.1"; nº 31: S 12°33'57.7"-W 48°16'51.0"; nº 32: S 12°34'51.6"-W 48°16'45.2"; nº 33: S 12°34'41.6"-W 48°16'02.9"; nº 34: S 12°39'29.8"-W 48°17'42.7"; nº 35: S 12°41'19.1"-W 48°14'16.9"; nº 36: S 12°42'28.1"-W 48°14'37.2"; nº 37: S 12°43'23.9"-W 48°16'04.7"; nº 38: S 12°44'22.4"-W 48°14'24.1"; nº 39: S 12°44'48.2"-W 48°13'25.3" e nº 40), onde será formado um reservatório com 294 km^2 .

As buscas da malacofauna foram bimensais, entre junho de 2004 e abril de 2008, sendo realizada coleta direta durante 10 a15 minutos em cada estação de amostragem e período. Os coletores variaram entre dois e quatro e a quantidade de exemplares obtida foi dividida pelo tempo de buscas (minutos) e pelo número de coletores, o que resultou no número de moluscos por minuto por coletor (mol/min/col). Foram coletados somente animais vivos, já que conchas poderiam ter sido carreadas pelas chuvas e não

pertencerem ao local analisado. Os dados de cada estação de amostragem foram analisados separadamente, para posterior comparação entre as estações e entre os períodos. Para tanto, os valores foram expressos pela média obtida.

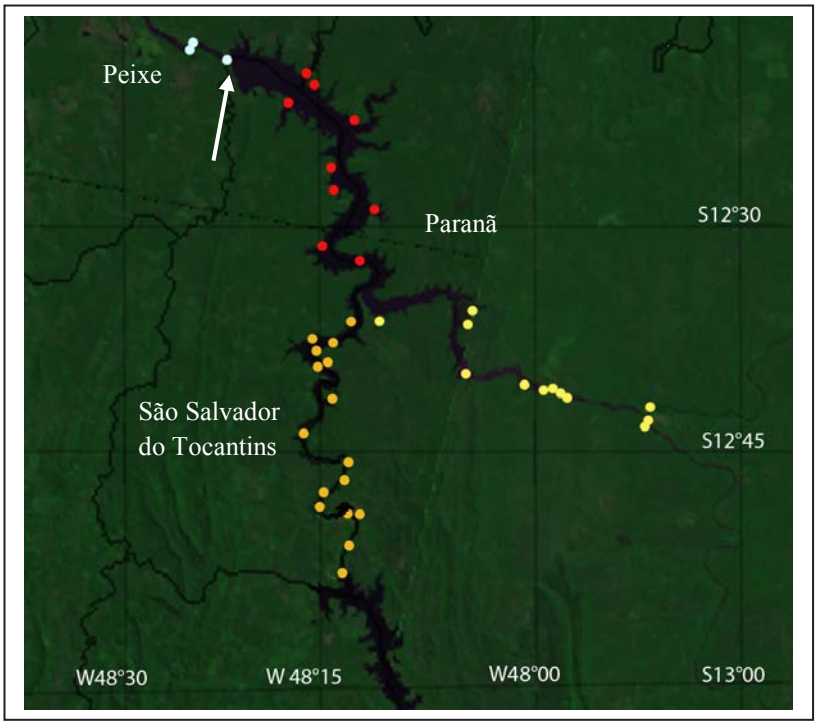


Figura 1: Área de estudo e municípios do entorno. Os pontos situam as 40 estações de amostragem, as cores indicam os trechos I (branco), II (vermelho), III (amarelo) e IV (laranja) e a seta, o local da barragem da UHE Peixe Angical.

A ocorrência específica refere-se à presença ou ausência de *B. straminea* na estação de amostragem e a abundância ao número de moluscos/minuto/coletor. Seguindo Dajoz (1983) foi calculado o índice de constância de ocorrência (C = p x 100/P, onde "p" corresponde ao número de amostragens em que a espécie ocorreu e "P" ao número de amostragens em cada estação), classificando a espécie em constante (presente em mais de 50% das amostragens), acessória (≤50% a ≥25%) ou acidental (<25%). O início de operação da UHE Peixe Angical ocorreu no final de fevereiro de 2006, o que permitiu comparar os resultados obtidos antes e após a formação do reservatório, ou seja, nos períodos de pré- e pós-enchimento do reservatório.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As 40 estações de amostragem foram divididas em quatro trechos em relação a sua localização, a jusante da barragem da usina (trecho I) ou a montante, sendo: entre a barragem e a barra do rio Paranã (trecho II), no rio Paranã (trecho III) e entre a barra do rio Paranã e a ponte sobre o rio Tocantins entre os municípios de Paranã e São Salvador

do Tocantins (trecho IV) (Figura 1). Apenas em três estações (n^{os} 3, 22 e 24), nenhum exemplar de *B. straminea* foi obtido durante o estudo. No trecho I, a espécie vetora foi encontrada somente no período de pós-enchimento, nas estações n^{os} 1 (em agosto de 2006) e 2 (junho e agosto de 2006 e junho e agosto de 2007), sendo uma espécie acidental (C= 7,7% e C= 23,1%, respectivamente). Nos demais trechos, no período de pré-enchimento, o índice de constância mostrou que *B. straminea* foi acidental nas estações de amostragem n^{os} 8 (C= 9,1%), 23 (C= 9,1%), 26 (C= 20%), 30 (C= 18,2%), 32 (C= 20%), 35 (C= 18,2%), 38 (C= 9,1%) e 39 (C= 11,1%), acessória nas estações n^{os} 18 (C= 27,7%) e 34 (C= 27,3%) e constante nas estações n^{os} 19 (C= 90,9%), 20 (C= 100%) e 25 (C= 100%), lagos naturais na margem dos rios Paranã (n^{os} 19 e 20) e Tocantins (n^{o} 25) incorporados posteriormente ao reservatório devido ao alagamento da área.

A transformação do ambiente de lótico em lêntico nos trechos II a IV, devido à formação do reservatório, favoreceu o estabelecimento das populações de *B. straminea* que se tornou uma espécie constante na maioria das estações de amostragem, ou seja, nas estações n^{os}: 4 (C= 46,1%), 5 (C= 61,5%), 6 (C= 76,9%), 7 (C= 76,9%), 8 (C= 92,3%), 9 (C= 53,8%), 10 (C= 53,8%), 12 (C= 53,8%), 13 (C= 92,3%), 14 (C= 92,3%), 15 (C= 69,2%), 17 (C= 69,2%), 18 (C= 84,6%), 19 (C= 76,9%), 20 (C= 84,1%), 21 (C= 69,2%), 25 (C= 90,9%), 26 (C= 76,9%), 27 (C= 61,5%), 28 (C= 69,2%), 29 (C= 84,6%), 30 (C= 76,9%), 31 (C= 69,2%), 32 (C= 76,9%), 33 (C= 76,9%), 34 (C= 76,9%), 35 (C= 69,2%), 36 (C= 69,2%), 37 (C= 61,5%), 38 (C= 53,8%), 39 (C= 69,2%) e 40 (C= 61,5%). Nestes trechos, no período de pós-enchimento, *B. straminea* se apresentou como espécie acessória somente em três estações de amostragem (n^{o} 11, C= 38,5%; n^{o} 16, C= 46,1% e n^{o} 23, C= 38,5%).

Em relação à abundância, a formação do reservatório propiciou o estabelecimento de *B. straminea*, tanto a jusante quanto a montante da barragem. Segundo as estações de amostragem e os períodos analisados (pré e pós-enchimento) foram obtidos os seguintes valores (= número de moluscos coletados em um minuto por um coletor), respectivamente: estação n^{o} 1 - 0 (pré) e 0,2 mol/min/col (pós); n^{o} 2 - 0 e 0,1 mol/min/col; n^{o} 4 - 0 e 3,1 mol/min/col; n^{o} 5 - 0 e 3 mol/min/col; n^{o} 6 - 0 e 6,1 mol/min/col; n^{o} 7 - 0 e 7,4 mol/min/col; n^{o} 8 – 1,8 e 6,5 mol/min/col; n^{o} 9 - 0 e 4,8 mol/min/col; n^{o} 10 - 0 e 6,3 mol/min/col; n^{o} 11 - 0 e 11,2 mol/min/col; n^{o} 12 - 0 e 4,9 mol/min/col; n^{o} 13 - 0 e 9 mol/min/col; n^{o} 14 - 0 e 14,5 mol/min/col; n^{o} 15 - 0 e 18,3

mol/min/col; nº 16 - 0 e 1 mol/min/col; nº 17 - 0 e 0,13 mol/min/col; nº 18 – 3,1 e 12,3 mol/min/col; nº 21 – 0 e 3,8 mol/min/col; nº 23 – 0,1 e 0,5 mol/min/col; nº 25 – 2,5 e 10,8 mol/min/col; nº 26 – 0 e 4,4 mol/min/col; nº 27 – 1,4 e 3,7 mol/min/col; nº 28 – 0 e 5,7 mol/min/col; nº 29 – 0 e 9,8 mol/min/col; nº 30 – 3,8 e 6,8 mol/min/col; nº 31 – 0 e 3,6 mol/min/col; nº 32 – 0,1 e 7,5 mol/min/col; nº 33 – 0 e 7,7 mol/min/col; nº 34 – 4,4 e 6,5 mol/min/col; nº 35 – 0,3 e 3,4 mol/min/col; nº 36 – 0 e 3,9 mol/min/col; nº 37 – 0 e 4,6 mol/min/col; nº 38 – 0,1 e 3,4 mol/min/col; nº 39 – 1,6 e 2,4 mol/min/col e nº 40 – 0 e 1,8 mol/min/col. Redução na abundância específica foi observada em apenas duas estações de amostragem: nº 19 – 30,5 (pré) e 2,1 mol/min/col (pós) e nº 20 – 26 e 8,9 mol/min/col.

Analisando a abundância específica de *B. straminea* em relação ao período das amostragens, os resultados obtidos nas 40 estações de amostragem confirmam a maior presença desta espécie após a formação do reservatório e início de operação da UHE Peixe Angical (Figura 2).

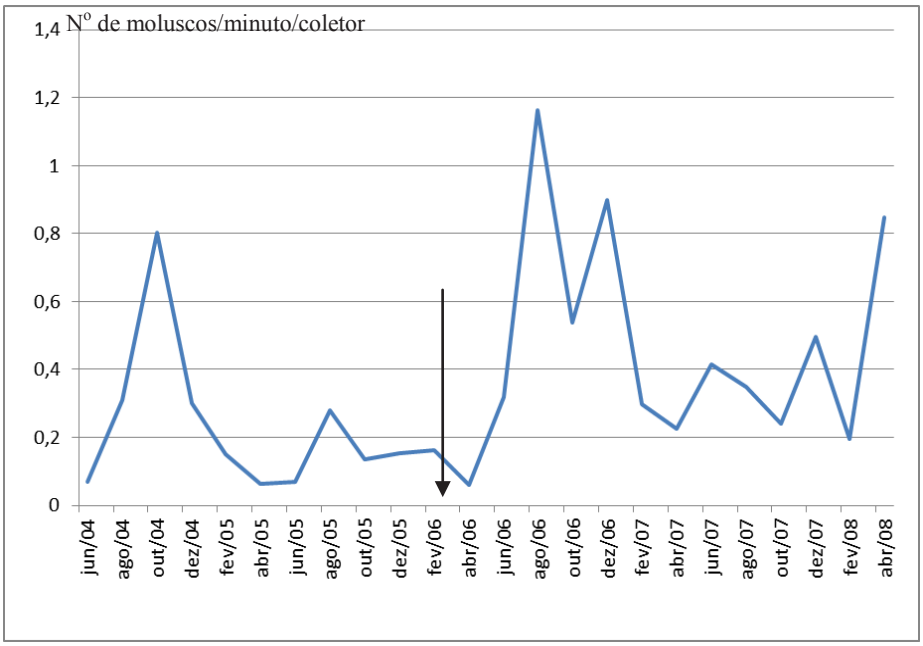


Figura 2: Abundância de *B. straminea* na área de influência da UHE Peixe Angical, no rio Tocantins, entre junho de 2004 e abril de 2008. A seta indica o início da operação das turbinas, separando os períodos de pré (jun/2004-fev/2006) e pós-enchimento do reservatório.

Quando analisada a abundância média conforme os quatro trechos, nos períodos de pré e pós-enchimento do reservatório, os resultados foram, respectivamente: trecho I - 0 e 0,3 mol/min/col; trecho II - 0,2 e 5,9 mol/min/col; trecho III - 5,9 e 8,3

mol/min/col e trecho IV - 0,9 e 5,4 mol/min/col. Estes dados, quando observados segundo a localização das estações de amostragem e a barragem, resultaram em média 0 (jusante) e 2,3 mol/min/col (montante) no período de pré-enchimento do reservatório e 0,3 (jusante) e 6,5 mol/min/col (montante) no período seguinte.

Os resultados do presente trabalho confirmam as observações de Paraense (1972) quando a maior abundância dos planorbídeos em águas lênticas em relação às águas lóticas. Em área de reservatório, Thiengo et al. (2005) observam a dispersão de *B. straminea* na área de influência da Usina Hidrelétrica de Serra das Mesa, bem como o estabelecimento das populações. Nogueira et al. (2005) e Santos et al. (2005) relataram observar uma diminuição da riqueza e da abundância dos macroinvertebrados bentônicos em reservatórios do rio Paranapanema, no Estado de São Paulo. Esta divergência pode ser devido ao método de amostragem já que estes autores utilizaram draga do tipo Van Veen e no presente trabalho foram coletas diretas.

CONCLUSÃO

A transformação do ambiente lótico em lêntico decorrente da construção de uma barragem no rio Tocantins com fins hidrelétricos favoreceu a colonização da espécie *B. straminea*, vetora natural da esquistossomose no Brasil. Esta espécie tornou-se constante na área do reservatório e as populações mais abundantes, fatos que indicam a necessidade de medidas de vigilância epidemiológica visando à prevenção da instalação de novos focos desta endemia numa área atualmente vulnerável à transmissão.

AGRADECIMENTOS

A equipe do Laboratório de Malacologia do Instituto Oswaldo Cruz durante os trabalhos de campo e a empresa Enerpeixe S.A. que possibilitou estes estudos através do contrato firmado com a Fundação para o Desenvolvimento Científico e Tecnológico.

REFERÊNCIAS

AMARAL, R.S.; PORTO, M.A.S. Evolução e situação atual do controle da esquistossomose no Brasil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v. 27, suppl. III, p. 73-89, 1994.

CARVALHO, O.S.; AMARAL, R.S.; DUTRA, L.V.; SCHOLTE, R.G.C.; GUERRA, M.A.M. Distribuição espacial de *Biomphalaria glabrata, B. straminea* e *B. tenagophila*,

hospedeiros intermediários de *Schistosoma mansoni* no Brasil. In: Carvalho, O.S., Coelho, P.M.Z., Lenzi, H.L. (Orgs.). *Schistosoma mansoni & Esquistossomose*. Rio de Janeiro: Editora Fiocruz, 2008. p. 393-418.

EPE, Empresa de Pesquisa Energética. Termo de referência para o estudo: avaliação ambiental integrada dos aproveitamentos hidrelétricos na bacia do rio Tocantins. 2005. Disponível em http.: www.epe.gov.br/Lists/MeioAmbiente/Attachments/4/TR%20AAI%20Tocantins.pdf

FERNANDEZ, M.A. *Variação espaço-temporal da malacofauna límnica em dois reservatórios no rio Tocantins, com ênfase na transmissão da esquistossomose, no período entre junho de 2004 e outubro de 2010*. 491pp. Tese (Doutorado em Biologia Parasitária) - Instituto Oswaldo Cruz, Fiocruz, Rio de Janeiro. 2011.

FERNANDEZ, M.A.; THIENGO, S.C. Susceptibility of *Biomphalaria straminea* (Dunker, 1848) from Serra da Mesa Dam, Goiás, Brazil to infection with three strains of *Schistosoma mansoni* Sambon, 1907. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 97, suppl. I, p. 59-60, 2002.

FERNANDEZ, M.A.; THIENGO, S.C. Susceptibility of *Biomphalaria straminea* from Peixe Angical Dam, Tocantins, Brazil to infection with three strains of *Schistosoma mansoni*. *Memórias do Instituto Oswaldo Cruz*, v. 105, n. 4, p. 488-491, 2010.

NOGUEIRA, M.G.; JORCIN, A.; VIANNA, N.C; BRITTO, Y.C.T. Reservatórios em cascata e os efeitos na limnologia e organização das comunidades bióticas (fitoplâncton, zooplâncton e zoobentos) - um estudo de caso no rio Paranapanema (SP/PR). In: Nogueira, M.G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Orgs.). *Ecologia de reservatórios*. São Carlos: Editora Rima. 2005. p. 83-125.

PARAENSE, W.L. Fauna planorbídica do Brasil. In: Lacaz, C.S., Baruzzi, R.G., Siqueira Jr., W. (Eds.). *Introdução à geografia médica do Brasil*. São Paulo: Editora Edgard Blücher & Universidade de São Paulo, 1972. p. 213-239.

SANTOS, C.M.; FERREIRA, R.A.R.; HENRY, R. Alterações na organização da comunidade bentônica no Complexo Canoas (Rio Paranapanema-SP) durantes as fases pré e pós-enchimento. In: Nogueira, M.G.; Henry, R.; Jorcin, A. (Orgs.). *Ecologia de reservatórios*. São Carlos: Editora Rima. 2005. p. 183-204.

THIENGO, S.C.; SANTOS, S.B; FERNANDEZ, M.A. Malacofauna límnica da área de influência do lago da usina hidrelétrica de Serra da Mesa, Goiás, Brasil. I. Estudo qualitativo. *Revista Brasileira de Zoologia*, v. 22, n. 4, p. 867-874, 2005.

A Água como Recurso Natural: Abordagem Didática Escolar

Morgana Maria Gouveia da Silva[1], Isabela Janne de Lima[1],
Valdilene Gomes de Melo[1], Luciana de Matos Andrade[2]

[1]Graduanda Bolsista do PET BIOLOGIA, da Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada (UFRPE/UAST). Fazenda Saco S/N. Caixa Postal: 063. CEP: 56.903-970. E-mails: morgana.uast@gmail.com; ijlbio@hotmail.com; valdilenemelo.uast@gmail.com

[2]Professora Adjunto III e Tutora do Grupo PET BIOLOGIA da UAST/UFRPE. E-mail: luciana_matos1@hotmail.com

Resumo

A água consiste em um recurso natural imprescindível a sobrevivência dos seres vivos. Objetivou-se analisar a abordagem da temática água nos livros didáticos de Ciências (6º ao 9º anos), adotados no Ensino Fundamental de escolas públicas municipais de Serra Talhada-PE. O livro didático de Ciências apresenta uma abordagem satisfatória quanto ao recurso natural água. Todavia, com relação aos seres vivos aquáticos mostrou-se insuficiente, sendo necessário que os docentes aumentem a oferta de exercícios e textos complementares. Em virtude da água se enquadrar como recurso natural esgotável e um dos recursos mais impactados, se faz importante a inserção da Educação Ambiental, numa perspectiva referentes às mudanças climáticas e a saúde ambiental.

Palavras-chave: Educação nas escolas, livros didáticos, recursos hídricos.

INTRODUÇÃO

A água consiste no principal recurso natural do planeta Terra, no entanto, apenas cerca de 1% desse recurso se refere à água doce na forma líquida (SOUZA, 2002). A questão da água potável tem se tornado uma preocupação global, uma vez que esta se encontra cada vez mais escassa em determinadas partes do planeta (LEMOS *et al.*, 2011) ou inapropriada para a dessedentação humana e animal, em virtude da sua contaminação por ações antropogênicas. Ao longo de vários anos, os humanos vêm agindo de forma errônea sobre a natureza promovendo desta forma uma série de

consequências à humanidade, de modo que se faz necessário implementar alternativas mitigadoras.

A partir deste contexto, instituir a Educação Ambiental (EA), voltada para os problemas ocorrentes nos recursos hídricos, se torna ferramenta indispensável para o estabelecimento de um vínculo entre o homem e o ambiente, de forma a instigá-lo a raciocinar, refletir e mudar suas atitudes (SOUSA, 2012). Embora, a Educação Ambiental seja uma proposta construtivista, a médio e longo prazo, urge, portanto incluí-la de forma efetiva no sistema educacional secundário (OLIVEIRA; OBARA; RODRIGUES, 2007), para que haja um direcionamento interdisciplinar e multiprofissional com estes futuros cidadãos, no intuito de torná-los agentes propagadores do processo de manutenção e conservação dos recursos naturais.

Assim, a Educação Ambiental no ensino das Ciências Naturais tornou-se de suma importância, uma vez que as discussões acerca das questões ambientais deixaram de ficar limitadas apenas a órgãos governamentais (OGs) e organizações não governamentais (ONGs) para fazer parte do interesse e preocupação da sociedade, bem como do cotidiano do cidadão (LEMOS *et al.*, 2011).

O livro didático ainda é considerado como uma das principais ferramentas utilizadas como norteador da educação nas escolas, sendo o principal veículo formador de conhecimentos e opiniões, e fonte central de aprendizagem para os estudantes. Porém, os conteúdos devem ser abordados de forma clara e contextualizada, sendo evidenciada a realidade nos contextos locais e globais (LIMA *et al*, 2013). Além disso, o livro didático tem como meta estimular uma visão crítica e reflexiva dos estudantes com relação às ações de educação ambiental, principalmente no que diz respeito ao uso inapropiado dos recursos naturais, merecendo atualmente destaque a questão da água (VASCONCELOS; SOUTO, 2003).

O presente estudo objetivou analisar a abordagem da temática água nos livros didáticos de Ciências (6º ao 9º anos), adotados no Ensino Fundamental de escolas públicas municipais de Serra Talhada-PE.

MATERIAL E MÉTODOS

A coleta de dados foi realizada no município de Serra Talhada, Pernambuco, entre os meses de janeiro e fevereiro de 2013. Inicialmente, foi solicitado a Secretaria

Municipal de Educação de Serra Talhada, a coleção de livros didáticos, adotadas pelos professores durante o ano letivo de 2012, da disciplina de Ciências do Ensino Fundamental (do 6º ao 9º anos) das escolas municipais.

A análise baseou-se em quatro etapas: **Etapa 1:** Foi analisada a dicotômica (sim/não) se o livro didático abordava o tema água; **Etapa 2:** Foi visto como ocorria a abordagem da temática água; **Etapa 3:** Verificou-se a relação que o livro didático trazia com o tema água versus Educação Ambiental; **Etapa 4:** A oferta de exercícios de fixação de conteúdos e textos complementares.

Para maior entendimento dos resultados obtidos em cada etapa descrita, as séries (anos) foram divididas em quatro grupos: *grupo A* (6º ano), *grupo B* (7º ano), *grupo C* (8º ano) e *grupo D* (9º ano).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A coleção didática da disciplina de Ciências (do 6º ao 9º anos) adotada pelos professores das escolas públicas municipais de Serra Talhada-PE no ano letivo de 2012, bem como em 2013 foi dos autores Leonel Delvai Favilli, Karina Alessandra Pessôa e Elisangela Andrade Angelo, intitulada Projeto Radix: Ciências editada em 2009 e impressaos pela Editora Spicione, São Paulo. Os livros didáticos de Ciências do 6º ao 9º anos tratam do tema água. Todavia, o 6º ano em especial, apresenta uma abordagem mais detalhada.

Análise do grupo A

No livro didático de Ciências do 6º ano o tema água é abordado em dois módulos: módulo 1- A água no planeta Terra e Propriedades da água: composição e estados físicos; módulo 2- A água relacionada à Saúde.

No módulo 1, os autores, inicialmente exibiram a canção Planeta Água do cantor Guilherme Arantes, introduzindo alguns questionamentos. Em seguida, os autores fazem relato quanto a presença da água nos seres vivos, exemplificando os vegetais e animais que contém grande quantidade de água na sua composição, fazendo menção das porcentagens de água encontradas nos seres humanos e mostrando os percentuais de água entre os diversos tipos de alimentos. Além disso, relatam o processo de dessalinização para obtenção de água potável a partir de água marinha provenientes dos oceanos. Ao final dessa temática tem uma atividade onde retoma em forma de

questionamentos os assuntos acima abordados e sobre o fenômeno da seca que acomete principalmente a região Nordeste do país, instigando os estudantes a pensarem: Como se caracteriza esse fenômeno? Quais os fatores que influenciam tal fenômeno? relacionando o desperdício de água ao longo do texto.

Com relação à composição e os estados físicos da água, o conteúdo exibido no livro didático apresenta-se dinâmico, com abordagens interdisciplinares química (mostrando a composição da água e a descoberta dos elementos da molécula de água) e física (os estados físicos da água, a sua organização molecular, as mudanças que ocorrem durante cada estado, os fatores que afetam as mudanças de estado da água, bem como descreve o ciclo hidrológico, através de ilustrações reais).

No módulo 2, é exibida a relação da água com a saúde, destacando as doenças de veiculação hídrica, além da questão do tratamento da água para consumo humano. Nestes pontos em específico, verificou-se uma abordagem insuficiente, por não retratar acerca da poluição e contaminação das águas, onde repercutem nas principais causas de tais enfermidades, corroborando com Maciel e Domingues (2011), onde registraram que alguns professores quando abordam a temática água, o fazem enfocando apenas as doenças relacionadas à água contaminada, sem fazer menção quanto a influência direta do homem, ao contaminar os recursos hídricos.

Apesar dos autores tratarem a respeito do esgotamento sanitário e a funcionalidade das Estações de Tratamento de Água (ETAs), não foi verificado uma abordagem da situação de carência de saneamento básico em que grande parte das unidades federativas brasileiras e outros países enfrentam. No Brasil, há registros que apenas 50% do esgoto doméstico são coletados. Destes, apenas 32% recebem tratamento adequado, sendo que 21% dos casos ainda utilizam o método arcaico de fossas sépticas para tratar seus dejetos. Com relação ao abastecimento de água potável nos domicílios, ainda 8,4% da população não recebem água corrente em suas torneiras residenciais (SIDESAM, 2012).

As atividades de fixação de conteúdos foram apresentadas situações cotidianas vivenciadas no dia a dia, bem como casos mais gerais, como o fenômeno da seca no Nordeste, o problema da poluição no Estado de São Paulo e derramamentos de petróleo em ecossistemas aquáticos, o que pode promover discussão entre os estudantes, além de habilitar uma visão holística. Os textos complementares explicam o processo de

formação do granizo, da neblina e da calefação, finalizando com uma situação pontual das consequências do aquecimento global para os ursos polares na região Ártica.

Análise do grupo B

A temática água é abordada no livro didático de Ciências do 7º ano do Ensino Fundamental apenas no módulo 1, onde os autores tratam dos ecossistemas aquáticos (marinho e de água doce) como maior componente da biosfera, enfatizando a sua importância, além de mostrar as características próprias dos ambientes marinho e dulciaquícola, bem como sua diversidade biológica. Além disso, definem o plâncton, o nécton e o bentos, mas são poucos exemplificados para diferenciá-los, citando apenas um exemplo de cada hábito de vida. Todavia, assuntos referentes a seres macroscópicos fotossintetizantes, como algas são suprimidos. Há carência de relacionar a questão dos ecossistemas aquáticos com as mudanças climáticas, uma vez que estas têm influenciado nas alterações do nível do mar (BEYRUTH, 2008) e, consequentemente no ciclo de vida dos seres vivos, tornando-se uma questão importante para ser abordada nas aulas de Ciências.

O texto complementar oferecido leva a reflexão do estudante no que diz respeito às mudanças climáticas e suas futuras consequências nas florestas mais rica em biodiversidade do mundo, a Amazônia, entretanto essa abordagem pontual restringe a concepção dos educandos, não promovendo uma percepção global da problemática. As atividades de fixação abordam na sua maioria questões sobre o ecossistema terrestre, sendo insuficientes para os ecossistemas aquáticos.

Análise do grupo C

O livro didático de Ciências do 8º ano do Ensino Fundamental a temática água é abordada apenas no módulo 2, onde é tratada a importância deste recurso como componente indispensável ao nosso organismo. Os autores ressaltaram o percentual de água presente no organismo humano, a sua principal função nos processos fisiológicos, além de realizarem comentários sobre a necessidade diária de água exigida pelo organismo, apresentando uma tabela ilustrativa com o balanço entre ganho e perda de água diária.

Com referência aos exercícios de fixação relacionados à temática água são inexistentes. O texto complementar aborda a desidratação e ensina o estudante a preparar o soro caseiro, além de informar que os soros prontos são disponibilizados nos

Centros de Saúde. Porém, há um déficit de informação no que diz respeito à porcentagem de água encontrada em alguns alimentos, onde apesar de citarem alguns alimentos que apresentam água em sua composição, os autores não relataram o percentual presente nos mesmos. Com relação às propostas de experimentos, também se verificou pobreza, embora estas atividades sejam indispensáveis à aprendizagem, contribuindo como fixadores do conhecimento.

Análise do grupo D

O livro texto de Ciências do 9º ano do Ensino Fundamental aborda a temática água apenas em um módulo, que trata dos estados físicos da matéria, onde o exemplo citado trata-se da água nas suas diversas formas. Para inicializar o assunto, os autores disponibilizam uma história em quadrinhos mostrando de forma ampla, as mudanças físicas do estado da água, induzindo o educando a pensar numa abordagem globalizada. Em seguida, apresentam o assunto de forma bem dinâmica, trazendo imagens da natureza, onde é retratado o vapor de água e a água no estado líquido, imagens com situações caseiras retratando a vaporização e solificação. A abordagem é ainda mais completa, uma vez que além de falar dos três estados da matéria eles explicam os processos de transformação da água entre os diferentes estados. Os exemplos concretizam uma aprendizagem, tendo a fusão com o aquecimento e produção de alumínio nas indústrias; a vaporização com a fervura doméstica de água; a condensação de gotículas de água durante um banho quente; solidificação com a formação doméstica do gelo, através da introdução da água no estado líquido no congelador; sublimação com o gelo seco que é gás carbônico no estado sólido e após ser aquecido passa diretamente para o estado gasoso. Ainda nesse contexto, há uma abordagem do ciclo hidrológico mostrando através de uma ilustração como ocorre o processo. Todavia, o ciclo da água não propicia uma visão ambiental. De acordo com Nobre, Sampaio e Salazar (2007), o ciclo da água numa perspectiva ambiental seria de grande relevância, uma vez que as mudanças climáticas têm grande influência no índice pluviométrico, podendo levar aos extremos de inundações em algumas regiões e seca em outras.

No que concernem as atividades de fixação acerca da água encontram-se bem representadas com questões que induzem a reflexão dos educandos, através de experimentações simples e do cotidiano.

Sumarizando a avaliação dos livros didáticos de Ciências (do 6º ao 9º anos) adotados nas escolas públicas municipais de Serra Talhada-PE, verificou-se que os autores buscaram relacionar situações cotidianas envolvendo a água como recurso natural, com intuito de facilitar o entendimento e interpretação dos estudantes, o que torna este livro texto adequado as necessidades amplas. Otalara e Carvalho (2011) ressaltaram que aspectos mais próximos do cotidiano dos educandos são fundamentais para a fixação do conteúdo, no entanto, seria interessante o aprofundamento da abordagem em uma dimensão local e global.

Além disso, as imagens oferecidas nos livros didáticos são bastante diversificadas, trazendo em sua maioria situações diárias, o que auxiliam no aprendizado, entretanto a inserção de situações de abrangências globais se faz necessárias para promover uma visão holística acerca da temática água.

Há necessidade de maximizar a abordagem do tema água, voltada para uma preocupação em Educação Ambiental, buscando através de reflexões acerca das situações atuais enfrentadas, contribuir para a formação de cidadãos conscientes e multiplicadores do conhecimento adquirido.

CONCLUSÕES

1. O livro didático de Ciências, adotado no município de Serra Talhada-PE, apresenta uma abordagem satisfatória quanto ao recurso natural água. Todavia, com respeito aos organismos aquáticos, a abordagem é feita de forma insuficiente, sendo necessário que os docentes aumentem a oferta de exercícios de fixação e textos complementares.
2. Em virtude da água ser considerada como um recurso natural esgotável e um dos mais degradados pela humanidade, torna-se imprescindível a inserção da Educação Ambiental, numa perspectiva referentes as mudanças climáticas e saúde ambiental.

REFERÊNCIAS

BEYRUTH, Z. Água, agricultura e as alterações climáticas globais. *Revista Tecnologia e Inovação Agropecuária,* 2008. Disponível em: <www.apta.sp.gov.br> Acesso em: 10 março 2013.

LEMOS, G.M.M. *et al.* A Água como tema de conscientização ambiental no Ensino Fundamental. In: ANAIS DA JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO – JEPEX, 11., 2011. *Anais...* Recife: UFRPE, 2011, p. 1-4.

LIMA, I.J. *et al.* Abordagem da zoologia nos livros didáticos do Ensino Fundamental em escolas municipais de Serra Talhada, Pernambuco. In: JORNADA DE ENSINO, PESQUISA E EXTENSÃO – JEPEX, 11., 2011. *Anais...* Recife: UFRPE, 2011, p. 1-4.

MACIEL, L.S.B.; DOMINGUES, A.L. A água e seus múltiplos enfoques no ensino de Ciências no nível Fundamental. *Revista Acta Scientiarum*, v. 23 n. 1 p. 183-195, 2001.

NOBRE, C.A.; SAMPAIO, G.; SALAZAR, L. Mudanças climáticas e Amazônia. *Revista Ciência e Cultura,* v. 59, n. 3, p. 22-27, 2007. Disponível em: < http://cienciaecultura.bvs.br/pdf/cic/v59n3/a12v59n3.pdf> Acesso em: 10 março 2013.

OLIVEIRA, A.L.; OBARA, A.T.; RODRIGUES, M.A. Educação ambiental: concepções e práticas de professores de Ciências do Ensino Fundamental. *Revista Electrónica de Enseñanza de las Ciencias.* v. 6, n.3, p. 471-495, 2007.

OTALARA, A.P.; CARVALHO, L.M. O tema água nos livros didáticos de Ciências da Natureza, o cotidiano (global-local) e as questões ambientais. In: ANAIS DO VI ENCONTRO "PESQUISA EM EDUCAÇÃO AMBIENTAL" Ribeirão Preto: USP, 2011.

Guia de Compras SIDESAM. Disponível em: < http://www.easee.com.br/abimaq/sindesam2012/guia_sindesam.pdf> Acesso em: 10 março 2013.

SOUSA, M.A.B. Análise de projetos de Educação Ambiental à luz das atividades da gestão do conhecimento. *Revista Educação Ambiental em Ação*, 2012. Disponível em: <http://www.revistaea.org/artigo.php?idartigo=1307&class=02> Acesso em: 10 março 2013.

SOUZA, E.R. Manejo integrado de bacias hidrográficas. Belo Horizonte: EMATER-MG, 2002. 20p.

VASCONCELOS, S.D.; SOUTO, E. O livro didático de Ciências no Ensino Fundamental: proposta de critérios para análise do conteúdo zoológico. *Revista Ciência & Educação*, v. 9, n. 1, p. 93-104, 2009.

UTILIZAÇÃO DE BIOSSURFACTANTE COMO AGENTE DE BIORREMEDIAÇÃO EM ÁGUA DO MAR

[A] Resultados Parciais do Projeto de Iniciação Científica (PIBIC-UNICAP).

Financiamento: CNPq, TERMOPE, UNICAP.

Nathália Maria Padilha da Rocha e Silva[1]; Fernanda Cristina Padilha da Rocha e Silva[2], Juliana Moura de Luna[3]; Raquel Diniz Rufino[3]; Leonie Asfora Sarubbo[4]

[1] Graduanda em Engenharia Ambiental, UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia. [CEP: 51.021-040, nathypadilha@hotmail.com]. Bolsista PIBIC/CNPq. [2] Mestranda em Desenvolvimento de Processos Ambientais, UNICAP. Bolsista FACEPE. [3] Pós-Doutorandas (PNPD), UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP. Bolsistas CAPES/FACEPE. [4] Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP.

Resumo

O desenvolvimento da zona portuária de SUAPE, em Pernambuco, exige atenção principalmente por se localizar em uma zona estuarina, onde o meio ambiente é bastante sensível. Além disso, algumas indústrias realizam a captação de água para refrigeração de equipamentos à jusante de grandes tanques de armazenagem de derivados de petróleo, o que torna o risco iminente de vazamento destes produtos em água. Portanto, o biossurfactante obtido por *Pseudomonas cepacia* foi submetido a testes de toxicidade frente ao micro-crustáceo *Artemia salina* utilizando diferentes concentrações de biossurfactante. Assim como, também foram realizados testes com água do mar suplementada ou não com petróleo para determinação do comportamento da micro-biota autóctone frente ao biossurfactante. Os resultados obtidos revelaram que o biossurfactante se mostrou promissor para aplicação na remediação de ambientes costeiros contaminados com petróleo, assim como não apresentou letalidade ao micro-crustáceo quando utilizada solução com concentração de 25% de líquido metabólico livre de células.

Palavras-chave: *Pseudomonas*; remediação; ambientes costeiros.

INTRODUÇÃO

As refinarias de petróleo, assim como outros processos industriais em grande escala, são fontes potenciais de poluição ambiental. O relatório da comissão mista para analisar o acidente na Petrobrás/Repar (CREA-PR) cita 33 acidentes ocorridos com derramamento de petróleo e seus derivados no Brasil, no período de 1975 a 2001, somando milhões de litros contamintes de solos, rios e mar (GONZINI et al., 2010; ZAMORA et al., 2004).

A necessidade em remediar áreas contaminadas levou ao desenvolvimento de novas tecnologias que possibilitem a detoxificação destes contaminantes de forma não convencional, ou seja, sem a utilização de métodos meramente químicos ou físicos. O uso de microrganismos ou produtos microbianos para degradar compostos poluentes, é uma destas novas tecnologias, chamada de biorremediação (BANAT, 2010; DAS, MUKHERJEE et al., 2004).

A biorremediação pode ser definida como um processo de estimulação de situações naturais de biodegradação para limpeza de derramamentos de óleos e tratamento de ambientes terrestres e aquáticos contaminados com compostos xenobióticos (CALVO et al., 2009; MUKHERJEE et al., 2006).

Um dos problemas associados à biodegradação de compostos hidrofóbicos, dentre os quais estão incluídos os hidrocarbonetos do petróleo, é sua ligação às partículas do solo e a pouca solubilidade em água, resultando em baixa biodisponibilidade para os microrganismos, o que pode retardar ou até mesmo paralisar o processo de degradação. Um dos métodos mais investigados para a resolução deste problema é a utilização de compostos surfactantes (CALVO et al, 2009).

Os compostos de origem microbiana que exibem propriedades surfactantes, isto é, diminuem a tensão superficial e possuem alta capacidade emulsificante, são denominados biossurfactantes e consistem em subprodutos metabólicos de bactérias, leveduras e fungos filamentosos e (SILVA et al, 2010; MUKHERJEE et al., 2006).

Neste sentido, o biossurfactante produzido por *Pseudomonas cepacia* encontra espaço para ser testado como agente de biorremediação, tendo em vista que a toxicidade do mesmo deverá ser analisada para que o seu uso possa ser considerado seguro na utilização *in situ*.

MATERIAL E MÉTODOS

Microrganismo

Pseudomonas cepacia (CCT6659) foi utilizada como produtora de agente surfactante. A cultura foi mantida em meio Ágar Nutriente (AN). Repiques foram mensalmente realizados para manter a viabilidade celular.

Substratos

Resíduos industriais foram utilizados como substratos. Óleo vegetal de fritura (residual) de soja, cedido por uma indústria alimentícia local, e milhocina foram adicionados ao meio de produção do biossurfactante.

Preparação do inoculo

Culturas jovens da bactéria obtidas após 24 horas de cultivo em meio AN foram transferidas para Erlenmeyer contendo 50 mL de Caldo Nutritivo (CN), o qual foi mantido sob agitação orbital de 200 rpm durante um período de 10-14 horas a 28°C para obtenção de uma D.O. (Densidade Óptica) de 0,7 (correspondente a um inóculo de 10^7 U.F.C./mL) a 600 nm. Esta leitura foi utilizada como inóculo na concentração de 1% (v/v).

Meio de produção

Para a produção do biossurfactante foi utilizado o meio mineral contendo 2% de óleo de fritura (residual) e 2% de milhocina. Após o preparo dos meios o pH foi ajustado para 7,0 com auxílio de uma solução 5M de NaOH e estes foram autoclavados a 121°C por 20 minutos.

Produção do biossurfactante

As fermentações para produção do biossurfactante foram realizadas em frascos Erlenmeyer de 500 mL de capacidade, contendo 100 mL do meio de produção e incubados com 1% do pré-inóculo. Os frascos foram mantidos sob agitação orbital de 250 rpm durante 144 horas, à temperatura de 30°C. Ao fim do cultivo, amostras foram retiradas para determinação da biomassa e da tensão superficial.

Aplicação do biossurfactante como agente de biorremediação

As determinações microbiológicas para avaliar o potencial do biossurfactante como agente de biorremediação foram realizadas segundo as normas oficiais do Standard Methods for the Examination of Water and Wasterwater (APHA, 1998). Inicialmente coletaram-se amostras de água do mar (220 mL) nas proximidades do sistema de captação da TERMOPE. Em seguida, 1% de petróleo foi adicionado aos frascos, juntamente com soluções do biossurfactante isolado (1/2CMD, CMD), o qual foi incubado a 150 rpm durante 1, 5, 12, 20 e 30 dias a 27ºC. Nos intervalos de tempo estabelecidos realizaram-se amostragens das soluções para contagem de micro-organismos pela técnica do Número Mais Provável (NMP). Diluições seriadas foram realizadas (de 10^{-1} a 10^{-6}) com as amostras utilizando água de diluição tamponada a pH 7,2.

A água de diluição ou água tamponada (soluções estoques de fosfato monopotássico e de cloreto de magnésio) foi preparada periodicamente, com pH ajustado para 7,2, distribuída em tubos de ensaio, para que em seguida fossem esterilizados a 120^{o}C durante 15 min. A contagem de bactérias, fungos filamentosos e leveduras foi realizada da seguinte forma:

Contagem padrão de bactérias – pela técnica *pour plate* foram realizadas diluições decimais utilizando a água tamponada e adicionando 1 mL de cada diluição em placa de Petri, em duplicata, utilizando o meio de cultura Agar triptona glicose extrato de levedura (*Plate Count Agar*); as colônias foram enumeradas após 2 dias de incubação a 35^{o}C e os resultados expressos em UFC/mL;

Fungos filamentosos e leveduras - Foi utilizado o meio de cultura malte ágar com cloranfenicol distribuído em placas de Petri; diluições das amostras foram adicionadas

(0,1 mL) no meio de cultura e dispersas com alça de vidro (Alça de Drigalski); a incubação foi a 25 ºC, durante 5 a 7 dias; os resultados foram expressos em UFC/mL das colônias filamentosas (fungos filamentosos) e das colônias leitosas (leveduras).

Teste de toxicidade com *Artemia salina*

A toxicidade do biossurfactante isolado foi avaliada utilizando-se larvas de camarão (micro-crustáceo *Artemia salina*) como indicador. As larvas foram usadas após 24 horas de incubação. Soluções do biossurfactante em sal marinho sintético (33 mg/L) em diferentes concentrações (1/2CMD, CMD, 2CMD) foram usadas. As análises foram conduzidas em frascos de penicilina de 10 mL de capacidade contendo 10 larvas em 5 mL de sal marinho sintético por frasco. As larvas contidas em cada frasco foram expostas a 5 mL das soluções do biossurfactante nas concentrações testadas durante 24 horas e depois observadas quanto à mortalidade (SILVA *et al*. 2010). O sal marinho sintético foi utilizado como controle. A concentração tóxica limite foi definida como a menor concentração capaz de provocar a morte do micro-crustáceo em 24 horas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Aplicação do Biossurfactante como Agente de Biorremediação

Os biossurfactantes podem aumentar a remoção de poluentes hidrofóbicos através dos processos de solubilização e mobilização (BAI et. al., 1997). Com base nesta premissa, foi possível observar o comportamento do biossurfactante produzido por *P. cepacia* como agente solubilizante do petróleo. Nas figuras 1 e 2, é visto que houve um aumento dos micro-organismos autóctones durante os 30 dias de cultivo, tanto para a concentração de 1/2CMD como na CMD.

Dessa forma, entende-se que o comportamento dos micro-organismos pode estar relacionado à facilitação de acesso nutricional que o petróleo proporciona estando presente no meio de cultura e que quanto maior a concentração, maior o crescimento destes micro-organismos presentes na água do mar.

Figura 1 - Desenvolvimento de bactérias autóctones da água do mar frente a diferentes concentrações do biossurfactante

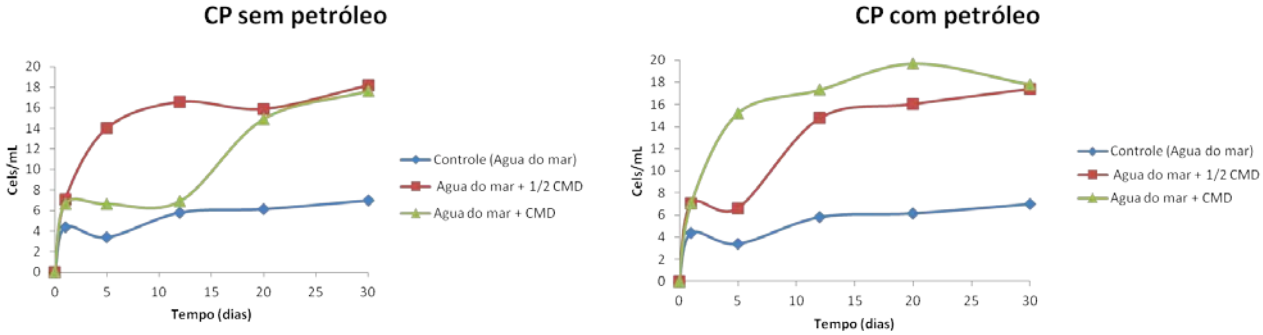
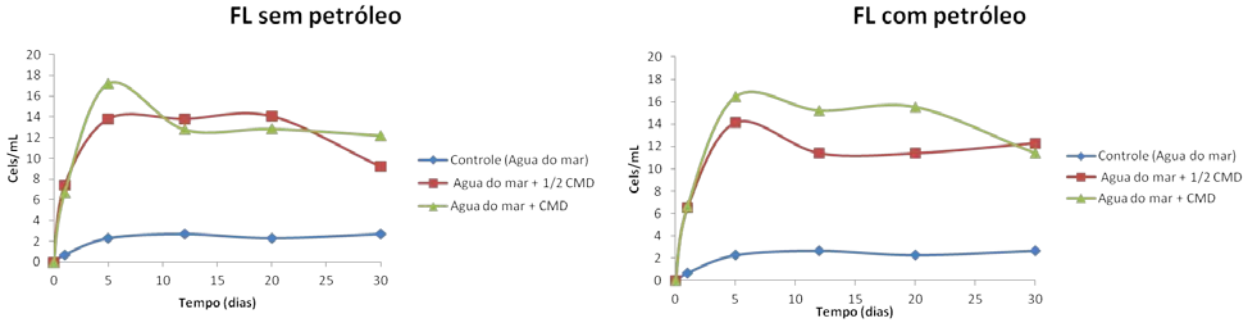


Figura 2 - Desenvolvimento de fungos e leveduras autóctones da água do mar frente a diferentes concentrações do biossurfactante



Teste de toxicidade com *Artemia salina*

O biossurfactante bruto (líquido metabólico livre de células) produzido por *Pseudomonas cepacia* não apresentou toxicidade frente ao micro-crustáceo *Artemia salina* nas concentrações utilizadas (1/2 CMC, CMC e 2xCMC) até 25% de solução, nas demais soluções (50% e 75%) houveram letalidade.

Em estudos realizados por Silva et al. 2010 o comportamento do biossurfactante produzido por *Pseudomonas aeruginosa* foram semelhantes uma vez que os testes de toxicidade frente à *Artemia salina* demonstraram que o biossurfactante provocou 100 e 50% de letalidade quando testado em elevadas concentrações, de 525 e 700 mg/L, respectivamente, enquanto que não houve letalidade para as demais concentrações testadas nem para o líquido metabólico livre de células.

Este comportamento pode ser atribuído a turbidez da solução, tendo em vista que a cor característica de cada biossurfactante poderá deixar a solução mais turva ou não dependendo da sua concentração, interferindo, assim, diretamente no comportamento do micro-crustáceo.

Tabela 1 – Resultados dos testes de toxicidade com *Artemia salina*

Concentração de biossurfactante	**% de biossurfactante na solução**		
	25%	50%	75%
½ CMD	0	33,3	50
CMD	0	46,7	90
2 CMD	0	60	100

CONCLUSÃO

1. O biossurfactante produzido por *Pseudomonas cepacia* demonstrou grande potencial na biorremediação de ambientes costeiros contaminados por poluente hidrofóbicos e derivados.
2. O mesmo se mostrou não tóxico e inofensivo à micro-biota existente na região estudada.
3. Os testes com *Artemia salina* foram satisfatórios somente em baixa concentração, necessitando de mais estudos que corroborem os resultados encontrados.

REFERÊNCIAS

APHA – AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater.** 18. ed., Washington: APHA, 1998.

BAI, G.; BRUSSEAU, M.L.; MILLER, R.M. Biosurfactant-enhanced removal of residual hydrocarbon from soil. **Journal of Contaminant Hydrology**, v. 25, p. 157-170, 1997.

BANAT, I M. Microbial biosurfactants production, applications. **Applied Microbiology and Biotechnology**, v. 87, p.427-444, 2010.

CALVO, C.; MANZANERA, M.; SILVA-CASTRO,G.A.; UAD, I.; GONZÁLEZ-LOPÉZ, J. Application of bioemulsifiers in soil oil bioremediation processes. Future prospects. **Science of the Total Envrironment**, v. 407, p. 3634-3640, 2009.

DAS, K; MUKHERJEE, A K. Crude petroleum-oil biodegradation efficiency of bacillus subtilis and pseudomonas aeruginosa strains isolated from a petroleum-oil conraminated soil from North-east índia. **Bioresource Technology**, v. 98, p.641-643, 2004.

GONZINI, O.; PLAZA, A.; PALMA; D. I. L.; LOBO, M. C. Electrokinetic remediation of gasoil contaminated soil enhanced by rhamnolipids. **Journal of Applied Eletrochemistry**, v. 40, p. 1239-1248, 2010.

MUKHERJEE, S.; DAS, P.; SEN, R. Towards commercial production of microbial surfactants. **Trends in Biotechnology**, v. 24, p. 509-515, 2006.

SILVA, S.N.R.L., FARIAS, C.B.B., RUFINO, R.D., LUNA, J.M., SARUBBO, L.A. Glycerol as substrate for the production of biosurfactant by *Pseudomonas aeruginosa* UCP0992. **Colloids and Surfaces. B, Biointerfaces**. , v.79, p.174 - 183, 2010.

ZAMORA, P. P.; TIBURTIUS, E.R. L.; LEAL, E.S. Contaminação de águas por btzs e processos utilizados na remediação de sítios contaminados. **Química Nova**, v. 27, n. 3, p.441-446, 2004.

CARACTERIZAÇÃO DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NA CIDADE DE CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA - PA

Nilvete Cardoso dos Santos[(1)]
Graduanda em Tecnologia de Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA). Endereço: Rua dose, 4276, Emerêncio – Conceição do Araguaia, CEP: 68.540-000 – Pará – Brasil. E-mail: cardosonilvet@hotmail.com

Aline Rocha Lima

Graduada em Tecnologia Agroindustrial de Alimentos pela Universidade Estadual do Pará. Pós-Graduada em Processamento e Controle e Qualidade de Alimentos pela Universidade Federal de Lavras-MG. Graduanda em Tecnologia de Gestão Ambiental pelo Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA). Endereço: Rua 01, Emerêncio – Conceição do Araguaia, CEP: 68.540-000 – Pará – Brasil. E-mail: aline_rocha01@hotmail.com

Rubens Chaves Rodrigues

Engenheiro Sanitarista pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Mestrando em Recursos Hídricos e Saneamento Ambiental pelo Programa de Pós-graduação em Engenharia Civil PPGEC/UFPA. Professor do Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA). Pesquisador do Grupo de Pesquisa Hidráulica e Saneamento – GPHS/UFPA. Endereço: Rua Trinta de Maio, 1750, Capalinha – Conceição do Araguaia, CEP: 68.540-000 – Pará – Brasil. E-mail: rubens.vitoria@gmail.com

Resumo

A importância da água destinada para consumo humano como veículo de transmissão de enfermidades tem sido largamente difundido e reconhecido, motivo da crescente preocupação da humanidade em termos da qualidade e quantidade de água para o abastecimento público. Diante disso, o presente trabalho buscou avaliar se o sistema de abastecimento de água no Município de conceição do Araguaia utiliza métodos de tratamento suficientes para atender aos padrões de potabilidade definidos nas portarias vigentes, por meio de pesquisas de campo e registros fotográficos das etapas de tratamento. Verificou-se que o sistema utilizado é do tipo convencional, sendo observados alguns fatores como exemplo a falta de manutenção dos equipamentos da estação de tratamento principalmente nos filtros com perda de suas camadas filtrantes,

além disso, a tubulação que conduz a água tratada até as residências é muito antiga podendo interferir diretamente na qualidade da água que é oferecida à população. Sendo necessários alguns ajustes, ficando a cargo dos órgãos competentes contribuírem para que a estação de tratamento de água da cidade de Conceição do Araguaia possa fornecer água dentro dos padrões de qualidade para o consumidor.

Palavras-chave: Qualidade da água, Saúde, Meio Ambiente.

1 INTRODUÇÃO

O abastecimento público de água em termos de quantidade e qualidade é uma preocupação crescente da humanidade, devido à escassez desse recurso e a deterioração das águas dos mananciais. A importância da água destinada para consumo humano como veículo de transmissão de enfermidades tem sido largamente difundido e reconhecido. A maior parte das enfermidades existentes em países em desenvolvimento onde os saneamentos são deficientes é causada por bactérias, vírus, protozoários e helmintos. Estes organismos causam enfermidades que variam em intensidade e vão desde gastrenterites a graves enfermidades, algumas vezes fatais e/ou de proporções epidêmicas.

Segundo dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística – IBGE, em 2010 a média da população total brasileira atendida com abastecimento de água por rede geral foi de 81,5% e da população urbana de 91,4%. A proporção da água distribuída com tratamento também varia de acordo com o tamanho da população dos municípios. Naqueles com mais de 100.000 habitantes, a água distribuída é quase totalmente tratada. Já nos municípios com menos de 20.000 habitantes, 32,1% do volume distribuído não recebe qualquer tipo de tratamento.

A qualidade da água tem sido comprometida desde o manancial, pelo lançamento de efluentes e resíduos, exigindo investimento nas plantas de tratamento e mudanças na dosagem de produtos para se garantir a qualidade da água na saída das estações. No entanto, tem se verificado que a qualidade da água decai no sistema de distribuição pela intermitência do serviço, pela baixa cobertura da população com sistema público de esgotamento sanitário, pela obsolescência da rede de distribuição, manutenção deficiente, entre outros. Nos domicílios os níveis de contaminação se

elevam pela precariedade das instalações hidráulico-sanitárias, pela falta de manutenção dos reservatórios e pelo manuseio inadequado da água (Ministério da saúde, 2004).

A água bruta apresenta inúmeras impurezas, sendo várias delas inócuas e outras prejudiciais à saúde humana, tais como substâncias tóxicas, bactérias e vírus. Assim, as Estações de Tratamento de Água (ETA's) têm a finalidade de transformar a água denominada bruta (sem tratamento e imprópria ao consumo humano) em água denominada potável (tratada e adequada ao consumo humano).

Segundo a Agência Nacional de Águas – ANA, o Estado do Pará possui 143 municípios que reúnem cerca de 5,2 milhões de habitantes. A Companhia de Saneamento do Pará presta serviços de abastecimento de água a 41% dos municípios. Os demais sistemas de abastecimento são operados por serviços municipais de saneamento (80 sedes) e por uma empresa privada, 5 sedes municipais. De forma geral, os sistemas de abastecimento de água no Pará são bastante precários. Mais da metade dos municípios do Estado (77 sedes urbanas) não possuem tratamento da água distribuída à população. Ao todo, 58% dos municípios necessitam de alguma adequação em seus sistemas de produção de água, considerando ampliações da infraestrutura existente ou a implantação de novas instalações, 35 sedes municipais requerem novos mananciais, devido a problemas de disponibilidade hídrica ou a qualidade das águas (ANA, 2010).

Diante disso, o presente trabalho de pesquisa buscou realizar diagnóstico do sistema de tratamento e distribuição de água realizado no município e verificar se este utiliza métodos de tratamento suficientes para atender os parâmetros de potabilidade estabelecidos pelas leis e normas vigentes.

2 MATERIAIS E MÉTODOS

O município de Conceição do Araguaia está localizado a sudeste do estado do Pará, sob coordenadas 08º 15' 28" de latitude sul e 49º 15' 53" de longitude oeste, com aproximadamente 45mil habitantes. O presente trabalho foi realizado por meio de pesquisas de abordagem qualitativa, sendo elas, pesquisas bibliográficas e levantamento de campo (visita a ETA acompanhados por técnico da companhia de abastecimento de água do município, bem como, registros fotográficos das etapas do processo de tratamento).

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

3.1 CAPTAÇÃO E ADUÇÃO

A Estação de Tratamento de Água – ETA de Conceição do Araguaia utiliza água de manancial superficial (Rio Araguaia), sendo esta captada pelo método de bombeamento, já que o nível do local de captação se encontra bem abaixo do nível da ETA.

O local de captação é bem próximo à margem do rio, principalmente durante a estiagem, de modo que a água captada torna-se mais impura devido aos resíduos lançados em suas margens, porém na estação chuvosa apesar da captação se encontrar mais no leito do rio com o aumento da vazão as enxurradas levam diversas impurezas ao corpo d'água, alterando a qualidade da água do manancial. Dessa forma, durante todo ano é necessário um tratamento eficaz da água para que essa atenda aos padrões de potabilidade.

A adução da água bruta da captação à ETA é por meio de uma tubulação tipo mangote com 300mm de diâmetro transportando cerca de 650 m^3/h de água, conforme figura 01.



Figura 01: Captação de água no Rio Araguaia.
Fonte: Santos N. C.

3.2 ADIÇÃO DE COAGULANTE

No tratamento da água em estudo é adicionado o Policloreto de Alumínio (PAC), coagulante com o intuito de transformar as impurezas em flocos e na medida em que as impurezas vão se agregando, ficam cada vez mais pesadas e maiores, podendo ser removidas pelos decantadores e pelos filtros.

O PAC é um coagulante inorgânico, que substitui o sulfato de alumínio. Apesar de ser mais caro, começa a ser empregado com certa frequência tanto em clarificação de

água para uso industrial como na utilizada para abastecimento público. Isso se deve principalmente por causa de suas vantagens no custo global do tratamento, visto que sua utilização realiza uma melhor coagulação que os sulfatos.

3.3 DECANTAÇÃO

A estação possui 2 decantadores de fluxo horizontal com cones de acumulação de lodo na parte inferior, bandeja intermediária e saída do efluente líquido na parte superior. A entrada do efluente da unidade de anterior ocorre na parte intermediária do decantador, o que obriga a massa líquida a ter movimento horizontal e ascensional, facilitando, portanto, a sedimentação dos flocos.



Figura 02: Tanques de decantação da ETA, à esquerda e o do meio.
Fonte: Santos N. C.

3.4 SISTEMA DE FILTRAÇÃO

A água decantada é encaminhada às unidades filtrantes, sendo estas divididas em 2 (dois) sistemas filtrantes. No primeiro sistema de filtros a água passa por um desarenador, ficando parte da areia retida, posteriormente é enviada aos 4 (quatros) filtros de fluxo ascendentes, compostos por camadas com granulometria diferentes, desde seixo na camada suporte à areia de diversas granulometrias nas camadas superiores, após a filtragem a água é transferida para o tanque de armazenamento.

O filtro russo é outra forma de filtração utilizada na ETA de Conceição do Araguaia, este é composto por camadas em fluxo ascendente, também constituído de seixo à areia fina. São 2 (dois) filtros russos, porém atualmente apenas um está em funcionamento.

Todos os filtros existentes na ETA de Conceição do Araguaia são formados por quatro camadas com fluxo ascendente. Todavia, é necessária a manutenção desse

sistema. Uma vez que, os materiais filtrantes vão sendo perdidos ao longo do tempo, principalmente com o processo de lavagem que é feito a cada 6 horas durante a estação chuvosa e a cada 12 horas durante o período de estiagem. Diante disso, atualmente não se encontram todas as camadas de filtração, o que pode comprometer o sistema de tratamento.

3.5 CLORAÇÃO OU DESINFECÇÃO

Após a etapa de filtração é adicionado o cloro visando à eliminação dos microrganismos patogênicos. A água dos sistemas de filtração é reunida em um só tanque, onde é adicionado o cloro, sendo este em forma de pastilha. Porém o seu uso está sendo substituído pelo cloro gasoso, devido à facilidade de aplicação.

O cloro se decompõe com o tempo, a concentração de cloro apresentada na torneira das residências é inferior à aplicada no sistema de tratamento de água. A concentração exata na torneira depende da distância do sistema de tratamento, quanto tempo á água ficou armazenada na tubulação da rede, manutenções da rede e quantidade inicial dosada. De acordo com portaria nº 2.914/2011 do Ministério da Saúde, recomenda-se que o teor máximo de cloro residual livre em qualquer ponto do sistema de abastecimento seja de 2 mg/L e deve-se assegurar que a água fornecida contenha um teor mínimo de cloro residual livre de 0,5 mg/L.

3.6 QUALIDADE DA ÁGUA

O monitoramento da qualidade da água é de fundamental importância para atender os requisitos exigidos pela legislação. No laboratório da ETA em estudo, são realizados: teste de colorimetria, turbidez, testes microbiológicos e teste de cloro residual.

A legislação Recomenda que, no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5. Sendo que na ETA de Conceição do Araguaia não está sendo verificado, devido defeito no aparelho.

De acordo com o estudo observou-se que é realizado o tratamento da água bruta para transformá-la em água potável, demonstrando eficiência no tratamento quanto às características organolépticas, por meio da observação das características físicas (cor, turbidez) e análise da quantidade de cloro residual na água já tratada ainda na estação.

Porém após a distribuição da água quando esta chega às residências, apresenta cor desagradável, como pode ser observado na figura 03, sendo levado em consideração que a tubulação existente é antiga e nunca foi reparada, considerando este, como principal fator responsável pela alteração da qualidade da água que chega à população.



Figura 03: Água que chega ás residências.
Fonte: Santos N. C.

De acordo com estudos realizados anteriormente, a população prefere utilizar água de poços, que a fornecida pelo sistema de abastecimento, mesmo sem conhecer a qualidade microbiológica da mesma, pois o aspecto cor é muito levado em consideração. Verifica-se então que existe um alto custo para realizar o tratamento da água da ETA, mas como o padrão de qualidade que sai da estação não é mantido até o final da rede de distribuição, esta não é utilizada como deveria, sendo desprezada pela população e usada para fins menos nobre.

3.7 DISTRIBUIÇÃO

Para chegar às casas, a água passa por vários canos enterrados sob a pavimentação das ruas da cidade, chamadas redes de distribuição. De acordo com pesquisas realizadas, falta água em muitas residências da cidade, isto devido à pressão na rede de distribuição não ser eficiente. Para que esta possa funcionar perfeitamente, é necessário haver pressão satisfatória em todos os seus pontos.

CONCLUSÃO

No sistema de tratamento de água deve ser levado em consideração todo o processo, desde a escolha do manancial, sua captação, o tratamento da água bruta até a sua distribuição, dando importância também à tubulação pela qual a água é transportada

após o tratamento, pois de acordo com a legislação existem parâmetros a serem seguidos, e de nada adianta estes parâmetros serem alcançados apenas na saída da água da estação de tratamento, estes devem ser mantidos até chegar ao destino final, no caso as residências.

Com relação às características organolépticas, em especial a cor, observou-se que este padrão não é mantido até chegar às residências, tendo em vista que a tubulação existente é muito antiga interferindo nesse aspecto. Sendo necessário observação e investimento do órgão responsável para garantir a qualidade da água que chega ás residências do município de Conceição do Araguaia.

REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional de Águas. **Atlas Brasil: Abastecimento Urbano de Água, 2010.** Disponível em: <**atlas**.ana.gov.br/**atlas**/>. Acesso em: 04 de Outubro de 2012.

BRASIL. Programa nacional de vigilância em saúde ambiental relacionada à qualidade da água para consumo humano, 2004. **Ministério da Saúde.** Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/programa_vigiagua.pdf>. Acesso em: 04 de Outubro de 2012.

BRASIL, Portaria nº 518 de 25 de Março de 2004. Ministério da Saúde: **Norma de qualidade da água para consumo humano,** p 3,9, 2004.

BRASIL. Portaria 2.914 de 12 de Dezembro de 2011. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. **Ministério da Saúde**. Disponível em: <http://bvsms.saude.gov.br/bvs/saudelegis/gm/2011/prt2914_12_12_2011.html>. Acesso em: 04 de outubro de 2012.

Biblioteca Didática de Tecnologias Ambientais. **Saneamento Ambiental: O tratamento da Água,** 2001. Disponível em: <http://www.fec.unicamp.br/~bdta/index-v.html>. Acesso em: 08 de Outubro de 2012.

Google Earth (2010) - **software de visualização de terrenos via-satélite.**

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Pesquisa Nacional de Saneamento Básico 2000.** Março de 2002. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/home/presidencia/noticias/27032002pnsb.shtm>. Acesso em: 13 de Outubro de 2012.

DOMINÂNCIA DE CIANOBACTÉRIAS EM UM RESERVATÓRIO DE PERNAMBUCO: IMPLICAÇÕES À SAÚDE PÚBLICA*

*Trabalho extraído em parte da tese de Doutorado. Entidades Financiadoras: FACEPE; CAPES.

Nísia Karine Cavalcanti Aragão Tavares[1], Ênio Wocyli Dantas[2], Ariadne do Nascimento Moura[3]

[1]Doutoranda em Botânica - PPGB- Universidade Federal Rural de Pernambuco; email: nisiakarine@yahoo.com.br

[2] Professor Doutor B - Universidade Estadual da Paraíba - UEPB - Campus V, Centro de Ciências Biológicas e Sociais Aplicadas – CCBSA

[3] Professor Associado - PPGB- - Universidade Federal Rural de Pernambuco.

Resumo

Florações de cianobactérias tem ocorrido com frequência nos reservatórios do estado de Pernambuco. Geralmente associadas ao processo de eutrofização, por ação antrópica, essas algas têm ocasionado sérios problemas sociais, econômicos e ambientais, resultando em um risco à população. O objetivo deste estudo foi verificar quais espécies são responsáveis pela formação de florações em um reservatório de Pernambuco e se são consideradas produtoras de toxinas. Foram realizadas coletas mensais entre fevereiro e junho/2012, em único ponto, na região limnética. Os táxons foram identificados com auxílio de microscópio óptico e bibliografia especializada. Foram analisadas a frequência de ocorrência, abundância e dominância dos táxons. A quantificação dos organismos foi realizada através do método de Utermöhl (cel.mL^{-1}). Foram identificados 24 táxons pertencentes a Cyanophyceae (38%), Chlorophyceae (33%), Bacillariophyceae e Euglenophyceae (13% cada) e Cryptophyceae (4%). A maioria das cianobactérias foi muito frequente (MF). Não houve registro de espécies esporádicas. *Planktothrix agardhii* e *Cylindrospermopsis raciborskii* apresentaram as maiores densidades caracterizando as densas florações verificadas pelo grupo das Cyanophyceae. *C. raciborskii*, *Geitlerinema amphibium*, *P. agardhii* e *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* foram consideradas abundantes e apenas *P. agardhii* foi dominante na maior parte do período. Faz-se necessário à implementação de medidas cabíveis no controle destas florações consideradas potencialmente tóxicas.

Palavras-chave: Florações, *Planktothrix*, toxicidade.

INTRODUÇÃO

A ocorrência de cianobactérias nos ecossistemas continentais brasileiros tem se destacado dentre os organismos fitoplanctônicos, uma vez que estas apresentam uma série de estratégias de crescimento, como eficiência na captação de luz, no estoque de nutrientes, na fixação de nitrogênio atmosférico e acumulação de gases em aerótopos, proporcionando a flutuabilidade e movimentação na coluna d'água.

Além dessas características, vários fatores ambientais também estão relacionados com a dominância destas algas, como, temperaturas elevadas, pH alcalino, intensidade luminosa, baixa relação N:P, estabilidade na coluna d'água (CHORUS e BARTRAM, 1999), dentre outros, favorecendo desta forma, florações nesses ecossistemas.

Estas florações (*blooms*), geralmente associadas ao processo da eutrofização, por ação antrópica, têm ocasionado sérios problemas sociais, econômicos e ambientais, resultando uma situação de risco à saúde pública, uma vez que a maioria de seus representantes são nocivos a saúde humana e de animais, pois produzem uma série de compostos altamente tóxicos, que acarretam efeitos neurológicos, hepáticos ou dermatológicos (CARMICHAEL, 2001).

Considerando a grande incidência de florações de cianobactérias na maioria dos reservatórios do estado de Pernambuco (BOUVY et al., 2000; DANTAS et al., 2008; COSTA et al., 2010; MOURA et., 2010) e da consequência que estes organismos acarretam a saúde pública, que o presente estudo teve como objetivo analisar a dominância de cianobactérias e verificar se as florações são constituídas por uma ou mais espécies potencialmente tóxica, em um reservatório eutrófico do semiárido de Pernambuco.

MATERIAL E MÉTODOS

Este estudo foi realizado no reservatório de Ipojuca (Pedro Moura Jr.), localizado no município de Belo Jardim (8º20'43,7"S e 36º 22'31,5"W), mesorregião agreste do estado de Pernambuco. O reservatório tem como principal finalidade o abastecimento dos municípios Belo Jardim, Cachoeirinha, Pesqueira, Sanharó, São Bento do Uma e Tacaimbó, representando cerca de 110.558 habitantes. Apresenta uma capacidade máxima de $30x10^6$ m^3 (ANA, 2012).

Foram realizadas coletas mensais, durante o período de cinco meses, compreendendo entre fevereiro e junho/2012, em único ponto amostral, na superfície (10cm), próximo a zona de barramento (região limnética), com auxílio de garrafa de *van Dorn* (5L) e rede de plâncton (malha de 20 µm). A identificação foi realizada a partir das análises com uso de microscópio óptico ZEISS e auxílio de Komárek e Anagnostidis (1989, 1998, 2005) para cyanophyceae e de bibliografias especializadas para os demais grupos.

A quantificação foi realizada através do método de Utermöhl (1958) com uso de microscópio invertido Zeiss, sendo as contagens, realizadas em campos aleatórios. Os resultados foram expressos em cel. mL^{-1} seguindo recomendação de Weber (1973).

Os táxons abundantes e dominantes foram determinados utilizando os critérios descritos por Lobo e Leighton (1986), considerando abundantes as espécies cujas densidades superam à média da comunidade, e dominantes, as que apresentam densidades superiores a 50% do total da comunidade.

As espécies de cianobactérias com histórico de toxicidade foram registradas de acordo com Cronberg e Annadotter (2006).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados 24 táxons fitoplanctônicos pertencentes a cinco classes: Cyanophyceae foi o grupo mais representativo (38%), seguida das Chlorophyceae (33%), Bacillariophyceae e Euglenophyceae (13%) e Cryptophyceae (4%) (Figura 1). As cianobactérias e clorófitas são as algas comumente encontradas em reservatórios do Nordeste brasileiro (BOUVY et al., 2000; COSTA et al., 2010; MOURA et al., 2010).

A maioria das Cyanophyceae (*Cylindrospermopsis raciborskii* (Wolsz) Seenayya et Subba Raju, *Geitlerinema amphibium* (C. Agardh) Anagnostidis, *Microcystis* sp., *Planktothrix agardhii* Anagnostidis et Komárek e *Sphaerospermopsis aphanizomenoides* (Forti) Zapomelová, Jezberová, Hrouzek, Hisem, Reháková & Komárková) estiveram presentes durante todo o período de estudo (Tabela 1). A ocorrência constante de espécies de cianobactérias é característica de reservatórios com registros de florações no estado de Pernambuco (ARAGÃO et al., 2007; DANTAS et al., 2008; COSTA et al., 2010; MOURA et al., 2010; BITTENCOURT-OLIVEIRA et al., 2012).

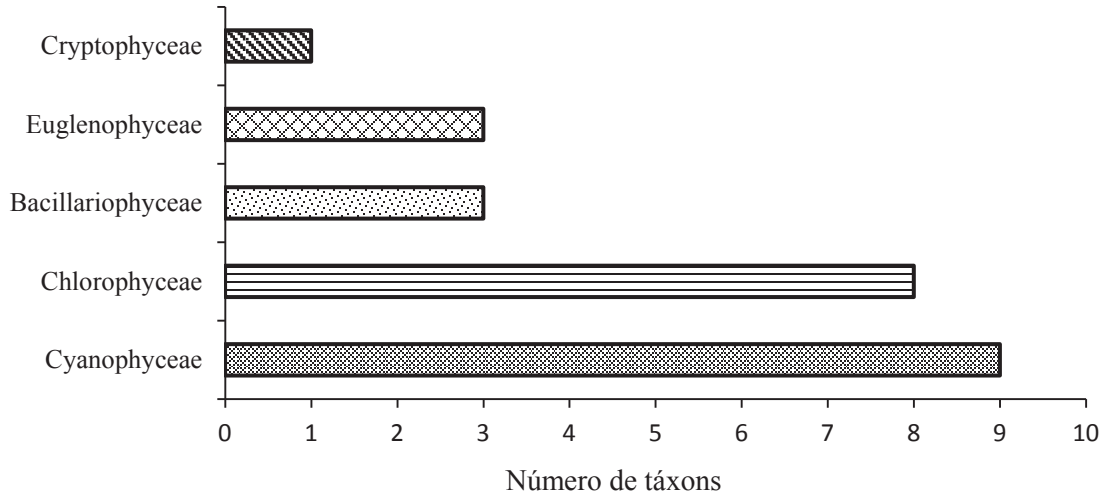


Figura 1. Número de táxons por classes fitoplanctônicas encontrados no reservatório de Ipojuca, semiárido de Pernambuco, no período de fevereiro a junho de 2012.

A maior densidade celular foi registrada por *P. agardhii* (Cyanophyceae) em fevereiro/2012 com 131.10^4 cel.mL^{-1} (Figura 2). A codominância desta espécie com *C. raciborskii* exibiu destaque em todos os períodos, por apresentar elevadas densidades, caracterizando a predominância deste grupo. Vários estudos tem demonstrado a importância destas espécies na comunidade fitoplanctônica, formando densas florações potencialmente tóxicas em reservatórios tropicais, (BOUVY et al., 2000; BITTENCOURT-OLIVEIRA e MOLICA, 2003; ARAGÃO et al., 2007; DANTAS et al., 2008; COSTA et al., 2010; BONILLA et al., 2012). No reservatório de Carpina-PE, Moura et al. (2011) registraram a codominância de *P. agardhii* e *C. raciborskii* em diferentes estratos de profundidade, analisando a capacidade destas em regular a sua posição devido a presença de vacúolos de gás para flutuação.

P. agardhii e *C. raciborskii* são as espécies de cianobactérias mais susceptíveis na formação de florações em ambientes rasos e apresentam tratamentos fenotípicos similares, como tolerância a mistura, flutuabilidade e capazes de armazenar fósforo (REYNOLDS et al., 2002), além da capacidade de produzir compostos tóxicos (*Planktothrix*- microcistinas; *Cylindrospermopsis- saxitoxinas e cilindrospermopsina* (CHRISTIANSEN et al., 2003; CHORUS e BARTRAM, 1999). De acordo com Bonilla et al. (2012), estas são utilizadas como espécies modelo, por serem amplamente encontradas e apresentarem características peculiares que favorecem na adaptação e estabelecimento em determinados ambientes.

Planktothrix foi a única espécie dominante verificada nos meses de fevereiro, abril, maio e junho/2012, sendo abundante em março/2012. *C. raciborskii* esteve abundante na maioria dos períodos, com exceção de fevereiro/2012, seguida por *G. amphibium*, nos meses de março e abril e *S. aphanizomenoides* em junho/2012. (Tabela 2).

Tabela 1. Espécies fitoplanctônicas ocorrentes no reservatório de Ipojuca/PE, durante o período de fevereiro a junho de 2012. (+)presença; (-)ausência.

Táxons	**Fevereiro**	**Março**	**Abril**	**Maio**	**Junho**
CYANOPHYCEAE					
Aphanocapsa incerta	-	-	+	-	-
Chroococcus sp.	-	+	+	+	+
Cylindrospermopsis raciborskii	+	+	+	+	+
Geitlerinema amphibium	+	+	+	+	+
Merismopedia tenuissima	+	+	+	+	-
Microcystis sp.	+	+	+	+	+
Planktothrix agardhii	+	+	+	+	+
Sphaerospermopsis aphanizomenoides	+	+	+	+	+
Spirulina sp.	-	-	+	-	-
CHLOROPHYCEAE					
Ankistrodesmus gracilis	-	+	-	-	-
Chlorella sp.	-	-	-	+	+
Coelastrum pilchrum	-	-	-	+	-
Dictyosphaerium pulchellum	-	+	-	-	-
Kirchneriella lunaris	-	+	+	+	+
Monoraphidium griffithii	-	-	-	-	+
Pediastrum duplex	-	-	-	+	-
Scenedesmus acuminatus	+	-	-	-	-
BACCILARIOPHYCEAE					
Aulacoseira granulata	+	-	-	-	-
Navicula disparalis	-	-	-	-	+
Ulnaria ulna	-	-	+	+	+
EUGLENOPHYCEAE					
Euglena sp.	-	-	-	+	-
Trachelomonas volvocina	-	-	-	+	-
Phacus sp	+	-	-	-	-
CRYPTOPHYCEAE					
Cryptosporidium sp.	-	-	-	+	+

CONCLUSÃO

1. As cianobactérias foi o grupo representativo e responsável pelas maiores densidades, formando florações multiespecíficas (coexistência de *P. agardhii* e *C. raciborskii*), além da presença de outras espécies potencialmente produtoras de toxinas, considerando que o reservatório estudado é utilizado para abastecer parte da população do estado de Pernambuco, configurando como um potencial risco às populações;

2. O sucesso das espécies codominantes no reservatório de Ipojuca, provavelmente possa ter ocorrido pelo fato de apresentarem características ecofisiológicas semelhantes,

como tolerância à mistura, flutuabilidade e capacidade de armazenar fósforo, proporcionando a formação de florações no ambiente;

3. Tendo em vista a gravidade do risco das cianobactérias e das toxinas por elas produzidas com eventuais implicações à saúde pública, faz-se necessário à implementação de medidas cabíveis, pelos órgãos competentes, a fim de manter sob controle as florações de cianobactérias e o monitoramento destes organismos.

Tabela 2. Participação relativa (%) das espécies de cianobactérias e dos grupos fitoplanctônicos do reservatório de Ipojuca, semiárido de Pernambuco, no período de fevereiro a junho de 2012. Abundância:( ); Dominância: ( );

Táxons	Fevereiro	Março	Abril	Maio	Junho
Aphanocapsa incerta	-	-	0,387	-	-
Chroococcus sp.	-	0,010	0,004	0,009	0,009
Cylindrospermopsis raciborskii #	6,909	40,985	28,620	33,992	29,092
Geitlerinema amphibium	4,326	12,278	9,698	1,825	1,786
Merismopedia tenuissima	0,325	0,285	0,454	0,176	-
Microcystis sp.	0,426	4,312	0,249	0,130	0,125
Planktothrix agardhii #	87,560	39,644	59,488	59,971	60,280
Sphaerospermopsis aphanizomenoides #	0,422	2,438	0,988	3,690	8,632
Spirulina sp.	-	-	0,092	-	-
Chlorophyceae	0,015	0,049	0,014	0,154	0,058
Bacillariophyceae	0,010	-	0,007	0,004	0,006
Euglenophyceae	0,005	-	-	0,046	-
Cryptophyceae	-	-	-	0,003	0,012
TOTAL	1493245	650322	1485153	725718	1295046

Espécies com histórico de toxicidade (#)

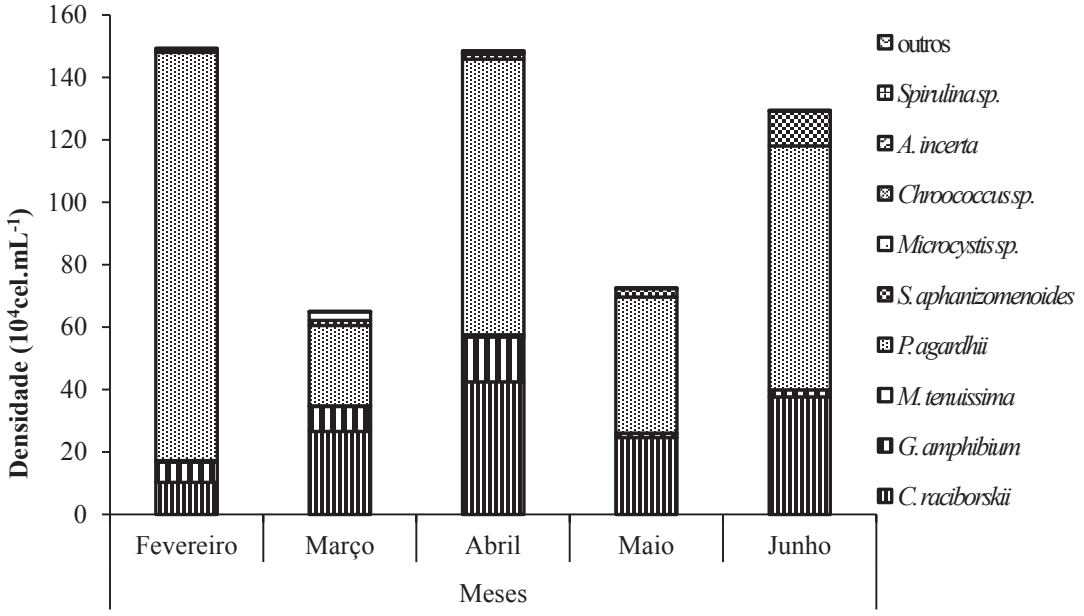


Figura 2. Densidade (cel.mL^{-1}) das espécies fitoplanctônicas do reservatório de Ipojuca, semiárido, Pernambuco, no período de fevereiro a junho de 2012.

REFERÊNCIAS

ANA- Agência Nacional das Águas. Atlas de Abastecimento Urbano de Água. http://atlas.ana.gov.br/Atlas/forms/analise/Geral.aspx?est=17. 28 Set. 2012.

ARAGÃO, N.K.C.V.; GOMES, C.T.S.; LIRA, G.A.S.T.; ANDRADE, C.M. Estudo da comunidade fitoplanctônica no reservatório do Carpina-PE, com ênfase em cyanobacteria. **Revista do Instituto Adolfo Lutz**, v. 66, n. 3, p. 240-248. 2007.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; MOLICA R. Cianobactéria Invasora - Aspectos moleculares e toxicológicos de *Cylindrospermopsis raciborskii* no Brasil. **Revista Biotecnologia Ciência e Desenvolvimento**, n. 30, p. 82-90. 2003.

BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; DIAS, S.N.; MOURA, A.N.; CORDEIRO-ARAÚJO, M.K.; DANTAS, E.W. Seasonal dynamics of cyanobacteria in a eutrophic reservoir (Arcoverde) in a semi-arid region of Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v. 72, n. 3, p. 533-544. 2012.

BONILLA, S.; AUBRIOT, L.; SOARES, M.C.S.; GONZÁLEZ-PIANA, M.; FABRE, A.; HUSZAR, V.L.M.; LÜRLING, M.; ANTONIADES, D.; PADISÁK, J.; KRUK, C. What drives the distribution of the bloom-forming cyanobacteria *Planktothrix agardhii* and *Cylindrospermopsis raciborskii*? **FEMS Microbiology Ecology** , v. 79, p. 594–607. 2012.

BOUVY, M.; FALCÃO, D.; MARINHO, M.; PAGANO, M.; MOURA, A. Occurence of *Cylindrospermopsis* (Cyanobacteria) in 39 Brazilian tropical reservoirs during the 1998 drought. **Aquatic Microbial Ecology**, v. 23, p. 13-27. 2000.

CARMICHAEL, W.W.; AZEVEDO, S.M.F.O.; AN, J.S.; MOLICA, R.J.R.; JOCHIMSEN, E.M.; LAU, S.; RINEHART, K.L.; SHAW, G.R.; EAGLESHAM, G.H. Human fatalities from cyanobacteria: chemical and biological evidence for cyanotoxins. **Environmental Health Perspectives**, v. 109, p. 663-668. 2001.

CHORUS, I.; BARTRAM, J. **Toxic Cyanobacteria in water: a guide to their public health consequences, monitoring and management**. E e FN Spon, London. 416p. 1999.

CHRISTIANSEN, G.; FASTNER, J.; ERHARD, M.; BOERNER, T.; DITTMANN, E. Microcystin biosynthesis in *Planktothrix*: genes, evolution, and manipulation. **Journal of Bacteriology**, v.185, n. 2, p. 564-572. 2003.

COSTA, C.; ESKINAZI-LEÇA, E.; MOURA JUNIOR, A.M.; ZICKEL, C.S.; MOURA, A.N. Composição florística e variação espaço-temporal do microfitoplâncton no Reservatório de Carpina-PE. In: Moura, A.N.; Araújo, E.L.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Pimentel, R.M.M.P.; Albuquerque, U.P. (eds.). **Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, ecologia e manejo**. Nuppea. 1ªed. p.33-54. 2010.

CRONBERG, G.; ANNADOTTER, H. **Manual on aquatic Cyanobacteria a photo and a synopsis of their toxicology**. ISSHA, Denmark. 2006.

DANTAS, E.W.; MOURA, A.N.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C.; NETO, J.DT. A.; CAVALCANTI, A.D.C. Temporal variation of the phytoplankton community at short sampling intervals in the Mundaú reservoir, Northeastern Brazil. **Acta Botânica Brasilica**, v. 22, n. 4, p. 970-982. 2008.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Modern approach to the classification system of Cyanophytes, 4: Nostocales. – Arch. hydrobiol. Suppl.bd. **Algological Studies**, v. 82, n. 3, p. 247–345. 1989.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. Cyanoprokaryota 1. –In: Ettl, H., Gärtner, G., Heyning, H., Mollenhauer (Hrsg.). **Teil: Chroococcales. Süßwasserflora von Mitteleuropa**. Band.19/1. Gustav Fisher. 70. 1998.

KOMÁREK, J.; ANAGNOSTIDIS, K. **Cyanoprokaryota 2**. –In: Büdel, B., Krienitz, L.; Gärtner, G.; Schargerl, M. (Hrs.). Teil: Oscillatoriales. Süßwasserflora von Mitteleuropa. Band.19/2. Elsevier GmbH, München. 2005.

LOBO, E.; LEIGHTON, G. Estructuras comunitárias de lãs fitocenosis planctônicas de los sistemas de desembocaduras de rios y esteros de la zona central de Chile. **Revista biologia marina**, v. 22, p. 1–29. 1986.

MOURA, A.N.; ARAÚJO, M.K.C.; SORIANO, H.B.O.; LIRA, G.A. S.T.; NASCIMENTO, E. C. Cianobactérias planctônicas em reservatório eutrófico do estado de Pernambuco. In: Moura, A.N.; Araújo, E.L.; Bittencourt-Oliveira, M.C.; Pimentel, R.M.M.P.; Albuquerque, U.P. (eds.). **Reservatórios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, ecologia e manejo**. Nuppea. 1ªed. p.115-143. 2010.

MOURA, A.N.; DANTAS, E.W.; OLIVEIRA, H.S.B.; BITTENCOURT-OLIVEIRA, M.C. Vertical and temporal dynamics of cyanobacteria in the Carpina potable water reservoir in northeastern Brazil. **Brazilian Journal of Biology**, v.71, n.2, p.1-9. 2011.

REYNOLDS, C.S.; HUSZAR, V.; KRUK, C.; NASELLI-FLORES, L.; MELO, S. Towards a functional classification of the freshwater phytoplankton. **Journal of Plankton Research**, v. 24, p. 417–428. 2002.

UTERMÖHL, H. Zur vervollkommnung der quantitativen phytoplankton-methodik. **Mitteilungen Internationale Vereiningung fuer Theoretische und Angewandte Limnologie**, v. 9, p.1-38. 1958.

WEBER, C.I. Biological field and laboratory methods for measuring the quality of surface waters and effluents. EPA-670/4-73-001. National Environmental Research Center, Oficce of Research e Development, U.S. **Environmental Protection Agency**. Cincinnati, OHIO. 2-196. 1973.

RESOLUÇÃO CONAMA 274/00 SOBRE A ÓPTICA DA VARIÁVEL CLORO RESIDUAL

Odiane de Barros da Cruz[1], Karla Maria Holanda Nunes[2], Hosineide de Oliveira Rolim[3], Maria da Conceição de Sousa[4]

[1]Graduanda de Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE. Bolsista CNPq/ PIBIT. E-mail: odianebarros@gmail.com

[2]Graduanda de Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE. E-mail: Karlaholanda@gmail.com

[3]Docente do curso de Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE. E-mail: hosineide@ifce.edu.br

[4]Graduanda de Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE. Bolsista CNPq. E-mail: seyssa.sousa@hotmail.com

Resumo: A resolução CONAMA nº 274/00 Lei nº 9.975/98 dispõe sobre a qualidade das águas para balneabilidade, pois as atividades de recreação de contado primário podem trazer riscos à saúde dos banhistas, a mesma não faz alusão ao uso de cloro residual, uma vez que é voltada para balneabilidade de corpos hídricos e não para águas de piscinas meio de recreação predominantemente popular. O desenvolvimento da pesquisa ocorreu em um balneário no município de Limoeiro do Norte-CE, subdividida em quatro etapas: a escolha do local de coleta e entrevista com os responsáveis, a elaboração do programa de amostragem, coleta e análises e a revisão bibliográfica. Analisou-se o pH, coliformes termotolerantes, cloro residual, ferro (devido as piscinas serem alimentadas por águas de poço), fungos e *Staphylococcus*. O cloro pode reagir com a urina e matéria orgânica e formar subprodutos, os halogenados. É necessário a revisão da lei para que se estipule limites permissíveis de cloro e suas condições de uso nas águas de piscinas, além disso a manutenção freqüente dos filtros, garante maior segurança aos banhistas pois evita-se a reação do cloro com a matéria orgânica.

Palavras-chave: Piscinas, Recreação, Balneabilidade

1. INTRODUÇÃO

O gerenciamento das águas não se limita tão somente aos corpos hídricos, mas diz respeito também a sua aplicação, uso e finalidades. Os corpos hídricos são geridos pela a aplicação de medidas (estruturais e não estruturais) para que haja o controle da cadeia hídrica sendo ela natural ou artificial, promovendo o bem estar humano e a conservação ambiental.

A água é um bem escasso e de grande valor econômico, o que a torna no atual contexto fator determinante para o desenvolvimento de qualquer pais. Em sua essência guarda todos os nutrientes essenciais à vida, interligando os ecossistemas ambientais e mantendo o equilíbrio ambiental, contudo, por ser um ótimo solvente torna-se um dos principais meio de transmissão de doenças de veiculação hídrica, representando dessa forma uma ameaça à saúde publica, quando ocorre negligencia com relação a seu tratamento, distribuição, e condicionamento em piscinas artificiais, o que deixa os banhistas susceptível a transmissão de doenças proveniente das mesmas.

São vários os usos preponderantes que ela nos proporciona servindo ao homem nas mais diversas atividades desde sua utilização para produção de alimentos, consumo doméstico e para prática de esporte e lazer, além de ser usada nas mais diversas atividades de recreação de contado primário, definida segundo CONAMA nº 274/00 alínea i), quando existi o contato direto do usuário com os corpos de água como, por exemplo, as atividades de natação, esqui aquático e mergulho.

Considerando que a saúde e o bem-estar humano podem ser afetados pelas condições de balneabilidade; CONAMA n° 274 Art. 9º aos órgãos de controle ambiental compete a aplicação desta Resolução, cabendo - lhes a divulgação das condições de balneabilidade das praias e dos balneários e a fiscalização para o cumprimento da legislação pertinente. A própria legislação delimita quando afirma condições de balneabilidade das ‘praias’ e dos ‘balneários’, condicionando as praias e generalizando balneários, a que tipo de balneários se refere? Inclui – se nessa analogia os balneários de águas superficiais (piscinas) e por quê não tem nada na resolução que assegure as condições de balneabilidade dos banhistas uma vez que a mesma afirma que é possível que a saúde humana pode ser afetada pelas condições de balneabilidade.

A Resolução CONAMA nº 274/00 Lei nº 9.975/98 dispõe sobre a qualidade das águas para balneabilidade, pois a recreação de contado primário pode trazer riscos a saúde, sendo necessário o estabelecimento de critérios para classificação e gerenciamento dos pontos difusos, de forma a assegurar as condições necessárias à recreação de contato primário para águas superficiais, entretanto, existem ainda as águas das piscinas que apresentam um grande risco à saúde de seus banhistas, seja pela ingestão da água ou pelo contato com a pele na hora do banho, além dos riscos que podem causar a dosagem incorreta dos produtos usados para desinfecção, junta – se a isto um outro ponto não menos relevante, o uso de diversos produtos químicos pelos usuários, como por exemplo o protetor solar dentre outros.

A análise dos padrões de qualidade da água para balneabilidade conforme o seu Art. 2° da Resolução 274/00 as águas doces (salinidade igual ou inferior a 0,50%), salobras (salinidade compreendida entre 0,50% e 30%) e salinas (salinidade igual ou superior a 30%) destinadas à balneabilidade (recreação de contato primário) terão sua condição avaliada nas categorias própria e imprópria e ainda são subdivididas como excelente, muito boa e satisfatória, e ainda de acordo com a mesma a análise deve ser feita durante 5 semanas ininterruptas no mesmo local onde a partir das análises laboratoriais é possível subdividi – las em:

Excelente: apresentar no máximo 250 coliformes fecais (termotolerantes) ou 200 *Escherichia coli* ou 25 enterococos por l00 mililitros;

Muito boa: apresentar no máximo, 500 coliformes fecais (termotolerantes) ou 400 *Escherichia coli* ou 50 enterococos por 100 mililitros;

Satisfatória: apresentar no máximo 1.000 coliformes fecais (termotolerantes) ou 800 *Escherichia coli* ou 100 enterococos por 100 mililitros.

O conhecimento acerca dos aspectos físico químicos da água para recreação é tão importante quanto o conhecimento dos aspectos da água para potabilidade, tendo em vista que ambas é veículo de transmissão de doenças infecciosas, quando não dispõe de tratamento adequado.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa se estruturou em quatro etapas, primeiro, a escolha do local de coleta e entrevista com os responsáveis pela manutenção das piscinas: segundo, a elaboração do programa de amostragem: a terceira, coleta e análises, quarta a revisão bibliográfica com foco em balneabilidade.

A pesquisa foi realizada no balneário localizado no município de Limoeiro do Norte que tem uma média de aproximadamente 80 banhistas no pico semanal e nos finais de semana variando entre 100/150. O balneário conta com duas piscinas, sendo uma para os adultos e outra para as crianças. A água de abastecimento vem de um poço onde ocorre a captação para abastecer as piscinas.

O número de amostras coletadas ocorreu em três pontos, primeiro no poço onde ocorre a captação de água para abastecimento das piscinas, o segundo ponto a piscina dos adultos, a piscina das crianças tem sua água recirculada, a coleta será feita nesse ponto para efeito de comparação.

Após a coleta, a amostra foi encaminhada para o IFCE – Instituto Federal de Educação Ciências e Tecnologia do Ceará – *Campus* Limoeiro do Norte para o Laboratório de Saneamento Ambiental, onde foi feita a análise pH, cloro, coliformes termotolerantes, e comparados com a Resolução CONAMA 274/00, além disso foi feito análise de fungos e *Staphylococcus*.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Quadro 1. Resultados analíticos e comparação com a Resolução 274/00

Semana	Parâmetros	Unidades	Água de poço	Piscina Adultos	Piscina Crianças
1º	pH	****	6,8	7,6	8,2
	Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	Ausência	Ausência	Ausência

	Cloro residual	mg/L	***	0,5	0,5
	Ferro	mg/L	Ausência	***	***
Semana	Parâmetros	Unidades	Água de poço	Piscina Adultos	Piscina Crianças
2º	pH	****	***	7,4	8,2
	Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	***	Ausência	Ausência
	Cloro residual	mg/L	***	0,5	0,5
Semana	Parâmetros	Unidades	Água de poço	Piscina Adultos	Piscina Crianças
3º	pH	****	***	7,8	8,2
	Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	***	Ausência	Ausência
	Cloro residual	mg/L	***	0,5	0,5
Semana	Parâmetros	Unidades	Água de poço	Piscina Adultos	Piscina Crianças
4º	pH	****	***	7,6	8,2
	Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	***	Ausência	Ausência
	Cloro residual	mg/L	***	0,5	0,5
Semana	Parâmetros	Unidades	Água de poço	Piscina Adultos	Piscina Crianças
5º	pH	****	***	7,6	8,2
	Coliformes termotolerantes	NMP/100mL	***	Ausência	13 NMP/100mL
	Cloro residual	mg/L	***	0,5	0,5

O pH estar diretamente relacionado com a qualidade da água, de acordo com a Resolução CONAMA nº 274 tem relações direta com a proliferação de alguns microorganismos. De acordo com Sperling (1995, p.30) o pH de uma água fica muito baixo, ou seja, menor que 7 o meio fica ácido e portanto a água tende a ser corrosiva, o pH igual a 7 condição neutra, já as com pH elevado, maior que sete tendem a ficar

básica, a variação do pH tem influência direta no equilíbrio de compostos químicos. A acidez e a alcalinidade podem prejudicar o tratamento. Em meio ácido, a água torna – se corrosiva e danifica os equipamentos de tratamento do mesmo, como é o caso dos filtros da piscina, já se ela se encontrar no meio alcalino (sódio e cálcio) sua capacidade tampão serve de prevenção contra a corrossividade nas tubulações tendo influência nos processos de tratamento da água.

Nos resultados obtidos, tanto as análises de coliformes, fungos e *Staphylococcus* revelou – se baixos níveis microbiológicos o que revela a ação do cloro no tratamento das águas de piscinas superficiais, é importante salientarmos que na resolução não consta limites permissíveis do desinfetante, tão pouco suas condições de uso, ao legislar sobre corpos hídricos, a resolução não reconhece os balneários de águas artificiais, meios de recreação primário predominantemente popular, seja por meios particular ou por piscinas coletivas.

Observa – se que a Resolução CONAMA Nº 274 de 29 de novembro de 2000, não faz alusão a existência de cloro residual em suas águas, pois a mesma trata apenas de águas em corpos hídricos e não dispõe sobre a qualidade da água para balneabilidade adicionada do fator cloro. Sabe –se que o mesmo pode formar subprodutos, de acordo com Butião (2011,p.8) a presença de algas, urina e outros compostos orgânicos presentes nas águas de piscinas sofrem oxidação ao passarem pelo processo de cloração, formando subprodutos orgânicos halogenados (SOH) que são carcinogênicos, mutagênicos e teratogênicos. Mendonça e Ruff (1978, p.2) já defendia que as águas de piscinas sofrem contaminação por vias nasais, bucais, da região anal e perianal, e ainda da superfície corporal e da urina que são lançadas no meio líquido, a lei mostra-se falha nesse aspecto. A Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011 que dispõe sobre a qualidade da água para potabilidade, em seu artigo 15º parágrafo IV diz que ela não deve ultrapaçar 0,5mg°/L, já em seu anexo VII na tabela para substâncias químicas que representam risco à saúde, os desinfetantes e produtos secundários da desinfecção, o cloro residual livre é de 5mg/L

Conforme Butião (2011,p.8) a reação de formação dos SOH pode ser esquematizada da seguinte maneira:

Água de piscina + Cloro livre + Precursores _ SOH + Outros.

Segundo Sperling (1995,p.105) detectar agentes patogênicos é extremamente difícil, pois é necessário grandes quantidades de água, devido as suas baixas concentrações, para que se pudesse detectar os seres patogênicos. Os coliformes termotolerantes são um grupo de bactérias que serve como indicar de microorganismos originários do trato humano e animal.

Apesar da legislação 274/00 não especificar análise de fungos e *Staphylococcus,* foram realizadas análise de fungos na piscina infantil que revelou a presença de $0,5x10^{-1}$ UFC/mL e na piscina dos adultos $5,0x10^{-}1$ UFC/mL, com relação a análise de *Staphylococcus* na piscina infantil encontrou –se $1,5x10^{-1}$ UFC/mL quanto a piscina dos adultos o resultado foi a ausência do microrganismo.

Destacamos que as leis estão intrinsecamente correlacionadas, pois, quando um banhista toma banho em água de piscina, além do contato com a pele e ainda conforme Butião (2011, p.9) existe também a absorção cutânea, ele pode ingeri–la, o que torna os padrões de qualidade para balneabilidade um problema de saúde pública.

CONCLUSÃO

(1) A água de piscina do balneário em estudo conforme análises laboratoriais atestam que a mesma é compatível com os valores permitidos por lei, ressaltamos que esses valores são dimensionados para grandes vazões (corpos hídricos) e não para as piscinas que são de proporções bem menores.

(2) É necessário uma revisão da Resolução CONAMA 274/00 uma vez que a mesma não faz alusão as águas de piscinas, pois o risco de se contrair doenças dessas águas é eminente.

(3) As autoridades competentes devem estabelecer critérios para a classificação e gerenciamento dos pontos difusos, em que se estipulem limites permissíveis do cloro e suas condições de uso.

(4) Para a segurança dos banhistas é preciso uma desinfecção eficiente e manutenção freqüente dos filtros das piscinas, responsáveis pela remoção da matéria orgânica, assim evita – se que ocorra a reação do cloro com o material orgânico responsável pela formação dos subprodutos orgânicos halogenados – SOH.

REFERÊNCIAS

BUTIÃO, D. F. **Formação de subprodutos orgânicos halogenados da desinfecção em águas de piscinas.** Dissertação (mestrado) – Universidade de Ribeirão Preto, UNAERP, Ribeirão Preto, 2011.

BRASIL, Ministério da Saúde – MS - Portaria nº 2914 de 12 dezembro de 2011 (Federal). Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Diário Oficial, Brasília, 2011.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA - Resolução CONAMA nº 274 de 29 de novembro de 2000. Define os critérios de balneabilidade em águas brasileiras. **Diário Oficial da União**, Brasília, Seção 1, p.70-71, 2000.

MENDONÇA, C. P.; RUFF, S. D. Estudo das condições sanitárias das águas de piscinas públicas e particulares, na Cidade de Araraquara, SP, Brasil. **Revista de Saúde pública.** São Paulo; v.12, n. 2, p. 113-121, jun. 1978.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. V. 1. 3. ed. Belo Horizonte, Minas Gerais: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 2005.

ÁGUA SUPERFICIAL POLUÍDA COM ESGOTO DOMÉSTICO: ESTUDO DA CONCENTRAÇÃO IÔNICA[1]

[1]Parte da Dissertação do ultimo autor.

Patrícia Ferreira da Silva[2], José Dantas Neto[5], Célia Silva dos Santos[4], Aaron de Sousa Alves[3]

[2]Mestranda em Engenharia agrícola Pela Universidade Federal de Campina Grande- UFCG. E-mail: patrycyafs@yahoo.com.br

[3]Doutorando em Engenharia Agrícola Pela Universidade Federal de Campina Grande- UFCG. E-mail: aaron.agro@gmail.com

[4]Graduanda em Agronomia Pela Universidade Federal de Alagoas- UFAL (*Campus Arapiraca*).E-mail: celia_agron@hotmail.com

[5] Professor Dr. Departamento de Engenharia Agrícola. Universidade Federal de Campina Grande- UFCG.E-mail: zedantas1955@gmail.com

Resumo: A agricultura irrigada depende tanto da quantidade como da qualidade da água utilizada. Onde seu acompanhamento qualitativo constitui um fator preponderante ao desenvolvimento e a sustentabilidade da atividade. Assim, realizou-se este estudo com o objetivo de monitorar os íons Na^+, CO_3^{--}, HCO_3^- e Cl^- na água residuária do Rio Bodocongó, utilizada na irrigação da bananeira cv. Pacovan na região do Agreste paraibano. O monitoramento das concentrações de Na^+, CO_3^{--}, HCO_3^- e Cl^- na água residuária do Rio Bodocongó foi realizado durante o período compreendido entre os meses de setembro de 2011 e novembro de 2012, na Fazenda Ponta da Serra, município de Queimadas-PB, a partir de diversas amostras simples coletadas a uma profundidade de aproximadamente 50 cm abaixo da superfície da água e próximo ao local de capitação para irrigação. As precipitações influenciam nas concentrações iônicas da água do Rio Bodocongó. Onde os maiores teores de Na^+, CO_3^{--}, HCO_3^- e Cl^-, foram obsevadas em períodos de estiagens. As concentrações de sódio e cloretos encontra-se acima da faixa ótima da para irrigação. Nos meses chuvosos a concentração de CO_3^{--} e HCO_3^- foram consideravelmente reduzidas.

Palavras-chave: qualidade da água, íons, sazonalidade

Introdução

Na agricultura irrigada a qualidade da água de uma dada região não pode restringir-se a um simples balanço entre ofertas e potenciais, mas deve abranger suas inter-relações geoambientais e sócio-culturais, em especial, as condições de conservação dos recursos naturais, em geral, e da água, em particular, de uso e ocupação do território, tanto urbano como rural, tentando alcançar e garantir a qualidade do desenvolvimento sustentado (REBOUÇAS et al., 2006).

Diante disto, é de fundamental importância a realização do monitoramento da água utilizada na irrigação ao longo do ciclo produtivo das culturas, uma vez que, a utilização de água de qualidade inferior em sistemas produtivos irrigados, quando não manejados adequadamente, pode representar uma ameaça para o desenvolvimento e a sustentabilidade da atividade. Sendo assim, seu monitoramento qualitativo deve ser realizado com a finalidade de se acompanhar sistematicamente as variações ocorridas na esfera espaço-temporal do corpo de água (Garcia, 2005).

Pois esta pode proporcionar danos ambientais muitas vezes irreversíveis, representando uma ameaça à sustentabilidade da atividade. Neste sentido, Silva et al. (1999) ressaltam que a utilização de águas de má qualidade pode aumentar o pH do solo e promover desequilíbrio nutricional às culturas, principalmente à bananeira, que é muito sensível ao desequilíbrio de nutrientes no solo.

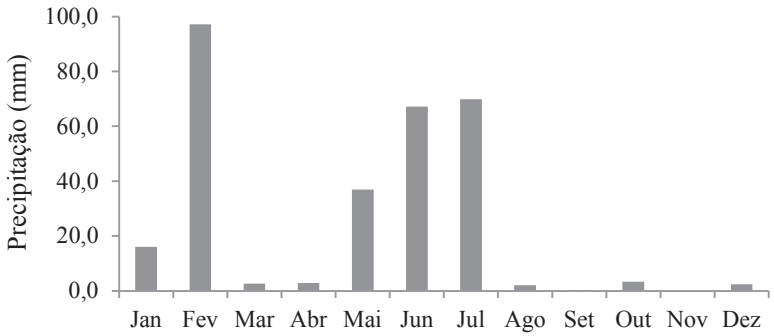
Por outro lado, o manejo correto reflete em benefícios econômicos satisfatórios, já que, em sua composição há uma grande quantidade de nutrientes essenciais às culturas o que reduz, consideravelmente a aquisição de fertilizantes químicos.

Assim, realizou-se este estudo com o objetivo de monitorar os íons Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-} na água residuária do Rio Bodocongó, utilizada na irrigação da bananeira cv. Pacovan na região do Agreste paraibano.

Material e Método

Os estudos foram conduzidos na Fazenda Ponta da Serra, município de Queimadas-PB. A região encontra-se inserida no domínio da bacia hidrográfica do rio Paraíba, em área de influências climáticas entre a Zona da Mata e Sertão (SILVA e

ALMEIDA, 2011). Onde o regime pluvial se caracteriza por um inverno temperado e chuvoso e verão seco e quente (MAYER et al., 1998). Cujas, informações coletadas durante o período experimental estão apresentados na Figura 1.



Fonte: AESA (2012)

Figura1. Precipitação pluviométrica ocorrida na região no período compreendido entre os meses de janeiro a novembro de 2012.

O monitoramento dos parâmetros químicos da água residuária do rio Bodocongó, foi realizado durante o período de setembro de 2011 e novembro de 2012. Neste período, realizou-se diversas amostragens, regularmente entre as 9:00 e 11:00 horas da manhã, a uma profundidade de aproximadamente 50 cm abaixo da superfície da água e próximo ao local de captação de água para irrigação da cultura da bananeira cv. Pacovan. As coletas foram realizadas com a utilização de garrafas plásticas, com volume de 1000 ml, sendo estas, previamente lavadas com a própria água do local. Após a coleta, os recipientes foram hermeticamente fechados, devidamente identificados e encaminhados para posterior análise.

As coletas para caracterização das concentrações de Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-}, foram realizadas mensalmente, durante o período experimental. Já as análises foram realizadas no laboratório de Irrigação e Salinidade – LIS, da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG. Desse modo, por meio dos resultados encontrados, realizou-se a caracterização iônica da água residuária do rio Bodocongó.

Resultados e discussão

Em meio aos resultados obtidos, durante o período experimental, verifica-se na Figura 2 as oscilações temporais dos teores de Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-}, encontrados na água residuária do Rio Bodocongó conforme cada épocas de amostragem.

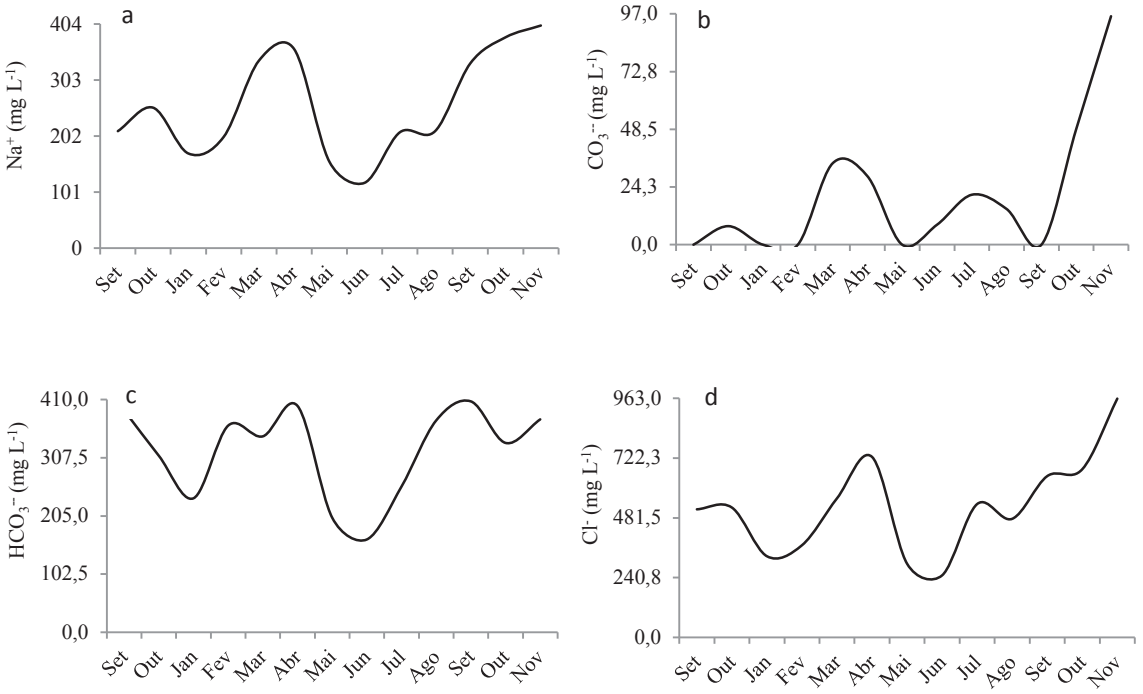


Figura 2. Oscilações temporais dos teores de Na^{+}(a), CO_3^{--}(b), HCO_3^{-}(c) e Cl^{-}(d) verificados na água residuária do Rio Bodocongó

Com base nestes resultados, percebe-se que os regimes pluviométricos incidentes na região refletiram diretamente na concentração dos íons, na água do Rio Bodocongó. Onde as maiores concentrações de Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-}, na água de irrigação (Figura 2a, 2b, 2c e 2d respectivamente) foram verificadas nos meses mais secos do ano (março, abril e entre os meses de agosto e novembro), neste período as concentrações médias observadas foram de 337,16 mg L^{-1} para o Na^{+}, 37,10 mg L^{-1} para o $CO3^{--}$, 372,28 mg L^{-1} para o $HCO3^{-}$ e de 675,35 mg L^{-1} para o Cl^{-}. Enquanto que nos meses mais chuvosos (janeiro, fevereiro, e de maio a julho) as concentrações médias foram de 170,85; 5,88; 244,54 e 356,33 mg L^{-1}, respectivamente para Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-}.

Em águas superficiais as concentrações de sódio geralmente são abaixo de 50 mg L^{-1} (GARCIA e ALVES, 2006). Seu aumento na superfície da água está associado, principalmente, a descargas de esgotos e efluentes industriais (CETESB, 2012). Este fato reforça os resultados encontrados na presente pesquisa uma vez que as concentrações de Na^{+} foram bem elevados quando comparado com os resultados encontrados por Barreto e Garcia (2010), em que a maior concentração de Na^{+} foi obtida nos meses secos e esta foi em média de 80 mg L^{-1}.

Quanto aos teores de CO_3^{--}e HCO_3^{-} na água utilizada para irrigação, YARON, (1973) revelam que estes refere-se a parâmetros importantes na avaliação do risco de sodificação do solo, visto que esses ânions, quando combinados com o cátion cálcio, formam o carbonato de cálcio, sal de baixa solubilidade. Em estudo realizado por Damasceno et al.(2010) verifica-se que houve aumento gradual de HCO_3^{-}, na água do Rio Poty, de julho até a primeira quinzena de novembro (de1,40 para 2,20 mmolc L^{-1}), sendo registrada a maior concentração na segunda quinzena de novembro (2,23 mmolc L^{-1}). Esse incremento ocorreu em função do período seco que aumenta a evaporação das águas e reduz a capacidade de diluição dos efluentes lançados (AYERS e WESTCOT, 1991).

Em relação ao Cl^{-}, Libâno (2005) ressaltam que o aumento da concentração deste elemento na água ocorre devido aos altos índice de evaporação e da curta temporada de chuvas. E sua introdução em um corpo hídrico pode está relacionada com a dissolução de sais e lançamentos de esgotos domésticos e industriais. O que reforça os resultados obtidos no presente trabalho uma vez que as concentrações de Cl^{-} foram elevados. Segundo FREITAS (2001) altos níveis de cloretos podem afetar o crescimento das plantas, além de causar doenças na população quando em quantidades maiores de 1000 mg L^{-1}.

Nos solos da região semiárida, devido seu baixo grau de intemperismo e serem poucos lixiviados, em decorrência das baixas precipitações pluviométricas da região, ocorrem elevados teores de cátions, o que possivelmente tem refletido nos teores presentes nas águas. Em relação às épocas de amostragem, tem-se que as concentrações de cátions aumentaram nas amostras de águas coletadas no período seco (MENDES et al., 2008). Esse aumento já era esperado, uma vez que no período seco, a baixa

precipitação pluviométrica e a evaporação da água provocam um aumento na concentração dos elementos nas águas.

Conclusões

As precipitações pluviométricas influenciaram diretamente as concentrações de Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-}, na água do rio Bodocongó. Onde os maiores concentrações foram verificados em períodos de estiagens.

As concentrações de sódio e cloretos encontra-se acima da faixa ótima da para irrigação.

Nos meses chuvosos as concentrações de Na^{+}, CO_3^{--}, HCO_3^{-} e Cl^{-} foram consideravelmente reduzidas.

Referências

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. A qualidade da água na agricultura. Trad. de H. R. Gheyi, J. F. de Medeiros e F. A. V. Damasceno. Campina Grande: UFPB, 1991. 218p. (FAO. Estudos de Irrigação e Drenagem, 29).

CETESB – COMPANHIA DE TECNOLOGIA DE SANEAMENTO AMBIENTAL. Variáveis de qualidade das águas. São Paulo. Disponível em: < http://www.cetesb.sp.gov.br/agua/rios/variáveis.asp >. Acesso em: 26 de setembro de 2012.

DAMASCENO, L. M. O.; ANDRADE JÚNIOR, A. S.; DIAS, N. S.; FRANCO, J. L. D.; SILVA, E. F. F. Aspectos qualitativos da água do Rio Poty na região de Teresina, PI[1]. Revista Ciência Agronômica, v. 41, n. 1, p. 139-148, 2010.

FREITAS, S. S. Eutrofização no Reservatório Marcela em Itabaiana – SE, e suas implicações ambientais. Universidade Federal de Sergipe, 2001, 50p. Monografia – Especialização em Gestão de Recursos Hídricos e Meio Ambiente.

GARCIA, C. A. B.; ALVES, J. P. H. Qualidade da Água. Relatório de Pesquisa – LQA/UFS. São Cristóvão 2006. In: Diagnóstico e avaliação da sub-bacia hidrográfica do Rio Poxim. Relatório de Pesquisa. UFS/FAPESE. São Cristóvão, 2006.

GARCIA, J. I. B. Monitoramento hidrológico e modelagem da drenagem urbana da bacia hidrográfica do arroto Cancela. 2005 Dissertação (Mestrado) - Universidade Federal de Santa Maria, Rio Grande do Sul.

LIBÂNIO, M. Fundamentos de qualidade e tratamento de água**.** Campinas, SP: Editora Átomo, 2005.

MAYER, M. G. R.; CEBALLOS, B. S. O.; LUCENA, J. H.; KÖNIG, A.; SUASSUNA, E. N. Variação espaço - temporal da qualidade das águas de um rio poluído com esgoto doméstico (PB - Brasil). In: **XXVI Congresso Interamericano de Ingenieria Sanitária y Ambiental**, Lima (Perú), Novembre de 1998.

MENDES, J. S.; CHAVES, G. H. L.; CHAVES, B. I. Qualidade de água para consumo humano em comunidades rurais do município de Congo, PB[1]. Revista Ciência Agronômica, v. 39, n. 02, p. 333-342, 2008.

REBOUÇAS, A. C. Água Doce no Mundo e no Brasil. In: REBOUÇAS, A. C.; BRAGA, B.; TUNDISI, J. G. (Org.) Águas Doces no Brasil: Capital Ecológico, Uso e Conservação, 3ª ed., São Paulo – SP, Editora Escrituras. 2006.

SILVA, J. L. A.; ALMEIDA, J. A. C. de. Reflexões Arqueológicas: estudo dos sítios arqueológicos do município de Queimadas/PB. **Tarairiú - Revista do Laboratório de Arqueologia e Paleontologia da UEPB**. Campina Grande, Ano II – n. 1, n. 02, Março de 2011.

SILVA, J. T. A. da; BORGES, A. L.; MALBURG, J. L. Solos, adubação e nutrição da bananeira. Informe Agropecuário, v. 20, n. 196, p. 21-36, jan.-fev. 1999.

VIANA, L. de S.; SILVA, K. G.; BERTOSSI, A. P.A.; MENDES, T. N.; XAVIER, T. M. T.. Análise da qualidade da água para fins de irrigação na microbacia do Rio Alegre, ES. Enciclopédia Biosfera, Centro Científico Conhecer, vol.7, n.12; 2011.

YARON, B. Water suitability for irrigation. In: YARON, E.; DANFORS, E.; VAADID, Y. (eds.). Arid zone irrigation. Berlin: SpringlerVerlag, 1973. p.71-85. Ecological Studies, 5.

BIOMONITORAMENTO DO CORREGO SÃO LUIZ EM CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA-PA

Paulo Henrique Teles da Silva[1], Hellison Silva Mota[2], Douglas Henrique Neres[3], Danilo Epaminondas Martins[4]

[1,2,3,4]Graduandos de Tecnologia em Gestão Ambiental.
Instituto Federal do Pará - IFPA/Campus Conceição do Araguaia.
Caixa Postal 68.540-000 - Conceição do Araguaia – PA, Av. Couto de Magalhães, s/n.

Teles.paulo@ymail.com[1], hellisonguitar@hotmail.com[2], douglasshenrique@msn.com[3], daniepaminondas@hotmail.com[4]

Resumo

O objetivo desta pesquisa é fazer um biomonitoramento e avaliação da qualidade da água no córrego São Luiz utilizando os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores de impactos ambientais, pois, devido à poluição presente em vários pontos de sua extensão, é de suma importância investigar a qualidade da água do mesmo, através da comunidade bentônica e com o auxilio de equipamentos portáteis que aferem a qualidade da água (pH, OD, Condutividade, Turbidez, Temperatura). Os macroinvertebrados são sensíveis a qualquer impacto que ocorra em seu habitat, desta forma, foi usado o índice biótico BMWP (biological monitoring working party), o qual indica um valor de tolerância de impactos a cada família de macroinvertebrados coletado.

Palavras-chave: Água, Biomonitoramento, BMWP, Impactos.

INTRODUÇÃO

Segundo o plano diretor municipal Conceição do Araguaia pertence à Mesorregião Sudeste Paraense. Ela se desenvolve no sentido Norte e Sul, cerca de 1200 km de distância da capital. O Córrego São Luiz com cerca de 8 km de extensão, circunda a cidade de Conceição do Araguaia que se encontra a margem direita do mesmo. Sua provável nascente localiza se dentro da Chácara Condado, acredita-se que o

mesmo seja formado por pequenas nascentes naturais e pelo abastecimento de águas pluviais sendo também afluente do córrego São Domingos. A construção de residências não planejadas em áreas próximas do córrego é um dos principais impactos que o mesmo está sofrendo (SILVA et al, 2011).

O biomonitoramento ou monitoramento biológico objetiva utilizar informações de um sistemático uso de respostas biológicas para avaliar mudanças ambientais em um programa de controle de qualidade da água. Vários programas de biomonitoramento são desenvolvidos em etapas e utiliza-se de métodos úteis na avaliação da eficácia de tratamento de água e subseqüentes lançamentos em corpos d'água, impactos de assoreamentos, práticas agrícolas e remoção da vegetação ciliar nas margens de rios (CALLISTO et al., 2001).

A importância e necessidade de melhorar a qualidade, reabilitações e preservações dos ecossistemas aquáticos através da técnica de biomonitoramento são extremamente importantes para manter a integridade desses ecossistemas hídricos. (SILVA, 2011).

> Bioindicadores são espécies, grupos de espécies ou comunidades biológicas cuja presença, quantidade e distribuição indicam a magnitude de impactos ambientais em um ecossistema aquático e sua bacia de drenagem. Sua utilização permite a avaliação integrada dos efeitos ecológicos causados por múltiplas fontes de poluição. Uma boa espécie bioindicadora deve conter características particulares de tal modo alterações na presença/ausência, número, morfologia e fisiologia venham a indicar se os parâmetros físico-químicos de uma determinada área estão fora dos seus limites (Callisto& Gonçalves, 2002).

Algumas mudanças ambientais nos parâmetros físicos e químicos, decorrentes de despejos físicos, químicos e orgânicos, alteram a biota aquática. Entretanto, vale ressaltar que são vários os fatores que podem influenciar na colonização e distribuição das comunidades nos ecossistemas aquáticos (SILVA, 2008).

A comunidade macrobentônica de água doce é composta por organismos com tamanho superior a 0,5 mm, portanto, visíveis a olho nu (PÉREZ, 1996). Os organismos bentônicos possuem grande diversidade de espécie, diversas formas e modos de vida, podendo habitar fundos de corredeiras, riachos, rios, lagos e represas (SILVEIRA et al, 2004). Em geral se situam numa posição intermediária na cadeia

alimentar, tendo como principal alimentação algas e microorganismos, sendo os peixes e outros vertebrados seus principais predadores (SILVEIRA, 2004).

Os macroinvertebrados bentônicos desempenham importante papel nadinâmica de nutrientes transformando matéria orgânica em energia. A comunidade de invertebrados bentônicos apresenta uma elevada riqueza taxonômica, incluindo protozoários, vermes pertencentes a diversos filos, crustáceos, moluscos e insetos (adultos e imaturos), entre outros. Devido à sua grande diversidade de espécies, a comunidade macrobentônica apresenta diversas formas e modos de vida, adaptando-se ao hábitat local, os quais podem ser: fundos de corredeiras, riachos, rios, lagoas e represas (SILVEIRA et al,2004).

Desta forma o objetivo deste trabalho é realizar uma avaliação das condições ambientais da qualidade da água no córrego São Luiz em Conceição do Araguaia-PA, utilizando os macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores.

MATERIAIS E MÉTODOS

Forão selecionados seis pontos de coletas: Ponto1 (Vila Real); Ponto 2 (Seringal); Ponto 3 (Parque de Exposições); Ponto 4 (Foz do Córrego), conforme a figura 01.



Figura 01 – Pontos de Coletas

Fonte: Google Earth

Para as coletas, serão usados dois tipos de substratos no leito do córrego, em cada umdos pontos amostrais, sendo um de correnteza, contendo pedras e folhas retidas e outro de remanso onde se encontravam depositados no fundo do córrego sedimento fino e folhas. Foi usado um coletor Obtendo duas amostras em cada tipo de substrato que serão agrupadas para formar uma única amostra, com o objetivo de obter o maior número de taxas. O material coletado será disposto em bandejas plásticas brancas e com auxílio de pinças e lupa manual os organismos serão triados e acondicionados em frascos plásticos previamente etiquetados, contendo álcool etílico hidratado 70% para a rápida fixação e preservação dos mesmos.

Os organismos triados serão transportados para o laboratório de Zoologia do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Estado do Pará-IFPA, onde será realizada a identificação ao nível de família com o auxílio de umalupa estereoscópica com aumento de 45 vezes e chaves de identificação dos seguintes autores: Azevedo & Hamada (2008); Pes et al (2005); Pinho (2008); Mariano & Froehlich (2007); Souza, Costa & Oldrini (2007); Fernández & Domínguez (2001).

Serão empregados alguns parâmetros de qualidade da água do córrego através de equipamentos portáteis, tais parâmetros são: pH, OD (Oxigênio Dissolvido), Condutividade, Turbidez, Temperatura.

Para avaliação e classificação da qualidade da água com relação à fauna de macroinvertebrados bentônicos será aplicado o índice biológico BMWP, adaptado por LOYOLA (2000).

RESULTADOS

Foram coletados macroinvertebrados bentônicos, em um único Filo, sendo este Arthropoda, com mais representatividade da classe Insecta, conforme alguns autores constataram em suas pesquisas (MARQUES, 1999; SILVEIRA, 2004).

Foram amostradas e identificadas 16 famílias. A família Chironomidae esteve presente em 100% das coletas, sendo também a família com maior representatividade de indivíduos.

Algumas famílias foram encontradas apenas em um dos pontos amostrais, entre elas, Dixidae, Empididae que foram encontradas somente no ponto 01, Polycentropodidae somente no ponto 02 e Polycentropodidae que só foi encontrada

somente no ponto 04. Desses somente Polycentropodidae e Polycentropodidae tiveram pontuação acima de 5 conforme o índice BMWP' (7 e 6, respectivamente), sua baixa representatividade deve-se a falha no esforço amostral.

A avaliação da qualidade da água do córrego São Luis, através dos macroinvertebrados bentônicos como bioindicadores, aplicando o índice biótico BMWP', apresentou pequena variação entre os postos amostrais como pode ser observado à Tabela 01. Os pontos 1 e ponto 4 enquadraram na classe V, poluída, o ponto 2 enquadrou-se na classe IV, duvidosa e o ponto 3 enquadrou na classe VI, muito poluído.

A pior pontuação do BMWP', foi constatada no ponto 3 (27), onde a qualidade foi muito poluída (Classe VI). Os pontos 1 (48) e ponto 4 (50), obtiveram pontuação baixa, sendo a qualidade da água poluída (Classe V) indicando qualidade da água ruim, com poluição acima dos limites aceitáveis. E a pontuação mais alta foi no ponto 2 (61), onde a qualidade da água foi duvidosa (Classe IV) o que indica qualidade da água boa, com níveis baixos de poluição.

A relação das famílias identificadas em cada coleta, com suas respectivas pontuações segundo o BMWP' (LOYOLA, 2000) encontra-se na Tabela 3.

Resultados da Aplicação do BMWP			
P1	P2	P3	P4
48 CLASSE V POLUIDA	61 CLASSE IV DUVIDOSA	27 CLASSE VI MUITO POLUIDA	50 CLASSE V POLUIDA

Tabela 01- Resultados da Aplicação do BMWP

Os resultados dos parâmetros físico-químicos da água do córrego (Tabela 02) foram:

Parâmetros Físico-Químicos					
Pontos	pH	OD (mg/ L)	Condutividade (uS.cm)	Temperatura (C°)	Turbidez (NTU)
P1	8.31	8.5	14	29.2	6.39
P2	7.49	11.5	22	26.3	6.44
P3	7.29	13	58	27	10.3
P4	7.34	7.5	25	25.6	14.7

Tabela 02- Resultados dos Parâmetros Físico-Químicos

Em relação aos parâmetros físico-químicos, especificamente o Oxigênio Dissolvido nos pontos 2 e 3, estão acima do valor de saturação (11.5 e 13, respectivamente) que é de 20 °C e 9,2 mg/L. Concluindo que possui indicativo da presença de algas (fotossíntese, com geração de oxigênio puro). Todos os pontos apresentam pH acima de 7, portanto básico. O maior nível de turbidez encontra-se no ponto 4 (14.7 NTU), seguida do segundo maior nível ponto 2 (10.3 NTU), os pontos 1 e 2 quase igualam seus valores de turbidez (6.39 e 6.44, respectivamente), todos os valores estão dentro do limite aceitável para a classe 1 de águas doces, de que trata o resolução 357/05 do CONAMA.

Quanto a condutividade observada nos pontos amostrais, é possível mencionar que o ponto 3 apresenta uma quantidade significativa de íons em relação ao ponto 1, exibindo uma condutividade maior, com uma diferença de 44 µS.cm

Grupos Taxonômicos	BMWP	P1	P2	P3	P4
ARTHROPODA					
INSECTA					
Ephemeroptera					
Ephemeridae	10	-	+	+	+
Leptohyphidae	6	-	+	-	+
Caenidae	5	-	+	-	+
Polymitarcyidae	6	-	-	-	+
Odonata					
Libellulidae	8	+	+	-	-
Cordullidae	8	+	+	-	-
Díptera					
Tipulidae	5	+	-	-	+
Empididae	4	+	-	-	-
Dixidae	4	+	-	-	-
Chironomidae	2	+	+	+	+
Megaloptera					
Corydalinae	4	-	+	+	-
Sialidae	4	-	+	+	-
Plecoptera					
Perlidae	10	+	-	-	+
Gripopterygidae	7	+	-	-	7
Trichoptera					
Polycentropodidae	7	-	+	-	-
Hydroptilidae	7	-	+	+	-
TOTAL BMWP'		48	61	27	50

Tabela 3. Ocorrência de Macroinvertebrados Bentônicos.

CONCLUSÃO

Diante do que foi exposto neste trabalho pode-se concluir que:

1- A qualidade da água do córrego São Luis de acordo com o índice BMWP está poluída, levando em consideração que apenas um dos quatros pontos amostrais não está enquadrado em nenhuma classe relacionada à poluição. No entanto os demais pontos amostrais encontram-se em estado crítico;
2- Apesar do córrego São Luis está sofrendo sérios impactos ambientais, a macrofauna bentônica ainda encontra-se relativamente diversificada.

REFERENCIAS

AZEVEDO, Carlos Augusto Silva. & Hamada, N. 2008. **Megaloptera. *In*: Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline

BRASIL, **Resolução CONAMA n° 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2013.

CALLISTO, M. & GONÇALVES, J.F.Jr. 2002. **A vida nas águas das montanhas.** Ciência Hoje 31 (182): 68-71

CALLISTO, M.; MORETTI, M. & GOULART, M. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramentas para Avaliar a Saúde de Riachos**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos**. Vol. 6 nº 1, p. 71-82. 2001

FERNÁNDEZ, H. R.; DOMÍNGUEZ, E. (Ed**.). Guía para la determinacíon de los artrópodos bentônicos sudamericanos.** Tucumán: Editorial Universitaria de Tucumán, 2001. 282 p.

LADSON, A. R.; WHITE, L. J.; DOOLAN, J. A.; TILLEARD, J. L.. 1999. Development and testing of an Index of Stream Condition for waterway management in Australia. **FreshwaterBiology**, v. 41, n. 2, p. 453 – 468.

LOYOLA, R. G. N. Atual estágio do IAP de índices biológicos de qualidade. **Anais**. V Simpósio de ecossistemas brasileiros: Conservação. V. 1. Conservação e Duna. ACIESP, n. 109, p. 46-52, 2000.

MARIANO, Rodolfo.. & FROEHLICH, Claudio Gilberto 2007. **Ephemeroptera. *In*: Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline.

MARQUES, M. G. S. M., FERREIRA, R.L e BARBOSA, F. A. R. A comunidade de macroinvertebrados aquáticos e características limnológicas das Lagoas Carioca e da Barra, Parque Estadual do Rio Doce, MG. **Revista Brasileira de Biologia**, 59 (2) ,1999, p 203-210.

PES , Ana Maria Oliveira; HAMADA, Neusa; NESSIMIAN, **Jorge Luiz, Chaves de identificação de larvas para famílias e gêneros de Trichoptera (Insecta) da Amazônia Central, Brasil,** Revista Brasileira de Entomologia 49(2): 181-204, junho 2005.

PINHO, Luiz Carlos. 2008. **Diptera. *In*: Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/guiaonline.

PINTO, R. R.. 2009. **Macroinvertebrados bentônicos como indicadores de poluição em rios urbanos: um estudo do Rio Grande- JPA- RJ**, dissertação de mestrado, UFRJ – Rio de Janeiro – RJ.

PÉREZ, G. R. Guía para ele studio de los macroinvertebrados acuáticos del Departamento de Antioquia. **Universidad de Antioquia**, 1996. P 217 p.

SILVA, M. S. G. M.; QUEIROZ, J. F.; STRIXINO, S. T, 2008**. Organismos Bentônicos: Biomonitoramento da Qualidade de Águas,** Embrapa Meio Ambiente, Jaguariuna, SP.

SILVEIRA, M. P.; QUEIROZ, J. F.; BOEIRA, R. C, 2004. **Protocolo de Coleta e Preparação de Amostras de Macroinvertebrados Bentônicos em riachos**, Comunicado Técnico n°19, ISSN 1516-8638- Jaguariúna, SP.

SILVEIRA, M. P**. Aplicação do biomonitoramento da qualidade da água em rios.** Meio Ambiente. Documentos n. 36, **Embrapa**, 2004, 68 p.

SOUZA, Luis Onofre Irineu; COSTA, Janira Martins & OLDRINI, Bárbara Botelho 2007. **Odonata. *In*: Guia *on-line*: Identificação de larvas de Insetos Aquáticos do Estado de São Paulo.** Froehlich, C.G. (org.). Disponível em: http://sites.ffclrp.usp.br/aguadoce/Guia_online.

ESTUDO DO BIOSSURFACTANTE POR *Candida guilliermondii* NA BIORREMEDIAÇÃO DO PETRÓLEO

[A] Resultados Parciais do Projeto de Iniciação Científica (PIBIC-UNICAP).
Financiamento: CNPq, TERMOPE, UNICAP.

Pedro Pinto Ferreira Brasileiro[1]; Juliana Moura de Luna[2]; Raquel Diniz Rufino[2]; Leonie Asfora Sarubbo[3]

[1] Graduando em Engenharia Química, UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia. CEP 51.021-040, [ppfbrasileiro@hotmail.com]. Bolsista PIBIC/CNPq; [2] Pós-Doutorandas (PNPD), UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP. Bolsistas CAPES/FACEPE; [3] Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP.

Resumo

Os surfactantes microbianos são candidatos em potencial a remediadores de cargas petrolíferas nos oceanos, refletindo a alta biodegrabilidade, a elevada emulsão entre meios imiscíveis, a estabilidade, entre outros benefícios. Nesse sentido, o trabalho teve o objetivo de avaliar o biossurfactante produzido pela levedura *Candida guilliermondii* como agente de remediação de derivados de petróleo em água marinha. Os experimentos foram conduzidos ao longo de 90 dias para verificar a tensão superficial do biossurfactante pelas metodologias de tindalização fracionada, sorbato de potássio e vapor fluente com sorbato. Houve destaque para baixas tensões no vapor fluente e sorbato a 1%, embora a do sorbato a 0,2%, por apresentar bons resultados, foi escolhida para variar o pH e medir a tensão superficial e o índice de emulsificação. Após formidáveis resultados, como uma emulsão de 99,0%, foi realizado um estudo comparativo das propriedades básicas do biossurfactante entre uma shaker e um biorreator. Essa analogia funcionou para elevar o rendimento de 8,5 g/L, no instrumento de laboratório, a 32,0 g/L, na máquina industrial, além de manter as propriedades surfactantes. Os resultados demonstram a possibilidade da formulação de um agente surfactante eficiente para aplicação no derramamento de petroderivados.

Palavras-chave: Remediadores, Estabilidade, Tensão Superficial.

INTRODUÇÃO

No dia 15 de julho de 2010, encerrava-se o maior acidente petrolífero, a nível mundial, ocorrido no Golfo do México. Nesse, houve o derramamento de 750 milhões de litros de petróleo, alastrando um desequilíbrio na fauna e flora marinhas por 1,5 Km de extensão (MASCARELLI, 2010). Com a finalidade de tentar solucionar o fato, cientistas utilizaram 3 milhões de litros de agentes químicos, nos quais a mistura de hidrocarbonetos se dispersou, contudo tais compostos remediadores, surfactantes, possuem uma severa desvantagem, a alta toxicidade (MASCARELLI, 2011).

O argumento ideal, em estudo, para retrucar essa consequência ambiental é o uso de micro-organismos com a capacidade de deteriorar resíduos industriais. Tal mérito economiza o alto custo dos componentes químicos (AL-BAHRY et al., 2012). Outrossim, recicla os resíduos industriais, propiciando a formação de um produto tão ou mais eficaz quanto os usuais dispersantes químicos. Aqueles são denominados de biossurfactantes: os biorremediadores do petróleo.

Por ser produzido no estado de agregação líquido, o biossurfactante possui uma propriedade específica, exemplificada pelo motivo de alguns insetos não submergirem quando estão em contato com a superfície aquosa. A razão citada se explica por existir um limite entre diferentes meios como a água e o ar por forças repulsivas. Essas, quando baixas, possibilitam o líquido a se espalhar com mais facilidade, garantindo uma maior área de contato ao ser aplicado em alguns materiais e havendo consequentemente um aumento na velocidade da reação (DALTIN, 2011), e a dispersar meios apolares como o petróleo com grande facilidade. Tal característica é a redução das tensões superficial e interfacial, cujos dados consolidam a capacidade da dispersão dos óleos nos biossurfactantes e os ratificam essenciais no controle dos desastres petrolíferos.

O objetivo é verificar a estabilidade do biossurfactante por *Candida guilliermondii* para remediar áreas com contaminação por derivados de petróleo na água do mar.

MATERIAL E MÉTODOS

Micro-organismo

A levedura *Candida guilliermondii* (UCP 995), depositada no Banco de Culturas do Núcleo de Pesquisas Ambientais da Universidade Católica de Pernambuco foi utilizada como produtora do biossurfactante.

Meios de manutenção, crescimento do inóculo e de produção do biossurfactante

A levedura foi mantida através da mistura sólida de Yeast Mold Agar (YMA), composta por: extrato de levedura (0,3%), D-glicose (1%), peptona (0,5%), ágar bacteriano (2%) e água destilada q.s.p. (100 mL). Os componentes foram esterilizados em autoclave a 121 °C por 20 min. A exclusão do ágar propicia à mistura o estado de agregação líquido e é denominada de Yeast Mold Broth (YMB), o qual é o meio de crescimento do inóculo.

O meio de produção consistiu no acréscimo de 4% de milhocina, 2,5% de melaço e água destilada q.s.p. (6 ou 20 L), o pH foi ajustado para 5,5, acrescentou-se o óleo de soja e todo o meio foi autoclavado a 121 °C por 20 min.

Preparação do inóculo

O inóculo tornou-se padrão pela transferência da levedura para um tubo de ensaio, contendo o meio YMA, deixando-a em temperatura ambiente (25 °C) para a devida manutenção. Logo após 72 horas, foram removidas assepticamente as leveduras até um frasco com YMB estéril. Por fim, o erlenmeyer do YMB foi posto a rotacionar na máquina incubadora shaker durante 24 horas, a 200 rpm e a 28 °C.

Produção do biossurfactante

Para a produção do biossurfactante em shaker, após o crescimento do inóculo em meio líquido YMB, foi realizada uma diluição seriada para a contagem das células

por mililitro e calculado o volume para alcançar a concentração de 10^4 células/mL. Em seguida, utilizaram-se erlenmeyers, contendo o meio de produção estéril e sendo rotacionados a 200 rpm, a 28 °C e durante 144 horas.

Posteriormente, a fermentação para produção do biossurfactante em biorreator de 50 L foi realizada, com 20 L do meio de produção selecionado em shaker e estéril, sob agitação de 90 rpm, durante 144 horas e à temperatura de 28 ºC.

Isolamento do biossurfactante

O líquido metabólico gerado pelos shaker e biorreator foi centrifugado a 4500 rpm durante 15 min, para a retirada das células, e submetido ao processo de extração. Esse consiste no abaixamento do pH até 2 via uma solução de HCl 6,0 M, inserindo, em uma segunda etapa, 2 volumes de metanol. Essa mistura foi refrigerada a -15 °C durante 24 horas, seca em estufa a 37 °C por 48 horas e mantida em dessecador até o peso constante, calculando o produto em g/L (SOBRINHO et al., 2008).

Determinação das propriedades surfactantes: tensões superficial e interfacial e índice de emulsificação.

As tensões foram medidas pelo método do anel DU NUOY no tensiômetro KSV Sigma 70 (Finland). A superficial e a interfacial foram mensuradas pela força (mN/m) necessária para suspender o anel, rompendo o limite entre o biossurfactante e o meio analisado, seja o ar (superficial) ou o n-hexa-decano (interfacial).

Para encontrar o índice de emulsificação, foram retirados 2 mL do biossurfactante e colocados em tubos de ensaio acoplados isovolumetricamente ao óleo de soja após a fritura e ao óleo motor utilizado. Tais recipientes foram agitados em vórtex durante 1 minuto e deixados, durante 24 horas, em repouso. O índice de emulsificação foi calculado pela razão entre a altura da emulsão e a altura total, sendo o valor multiplicado por 100 (COOPER; GOLDENBERG, 1987).

Estabilidade do líquido metabólico com propriedade surfactante

O biodetergente produzido em shaker foi conservado em uma primeira etapa sob os procedimentos, realizados em triplicata, em que apenas as tensões superficiais foram medidas, verificando a estabilidade no tempo de estocagem (0, 10, 20, 30, 60 e 90 dias), descritos abaixo:

A) Adição de diferentes concentrações do sorbato de potássio (0,2%, 0,6% e 1,0%); B) Aquecimento a 80 °C (vapor fluente), por banho-maria, durante 30 min e depois adicionado 0,2% de sorbato de potássio, processo realizado; C) Esterilização por tindalização fracionada, por autoclave, durante 30 min por 3 dias consecutivos.

Por ratificar a uniformidade das tensões superficiais, foi decidido reaplicar os testes. Desses, o "A" foi realizado, em triplicata, com a concentração de 0,2%, variando o pH (2, 4, 6, 8, 10 e 12) em idênticas proporções temporais. Para caracterizar o biossurfactante, foram mensurados a tensão superficial e o índice de emulsificação.

Avaliação da capacidade surfactante do líquido metabólico em biorreator

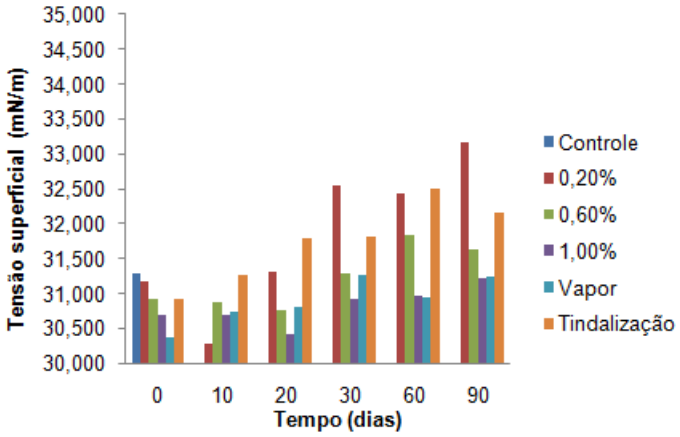
Após o teste de estabilidade com o sorbato a 0,2%, foi decidido utilizar um biorreator como produtor do biossurfactante, em proporções maiores, sendo realizados os testes de rendimento e a determinação das propriedades surfactantes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.5.1 Avaliação de diferentes técnicas de conservação do biossurfactante produzido por *Candida guilliermondii*

A figura 1 apresenta as tensões superficiais do biossurfactante produzido por *Candida guilliermondii,* quando submetido às técnicas de conservação: adição de sorbato de potássio, vapor fluente com o sorbato a 0,2% e de tindalização fracionada.

Figura 1 – Tensões superficiais do experimento de diferentes concentrações de sorbato de potássio (0,2%, 0,6%, 1,0%), do vapor fluente com o sorbato a 0,2% e de tindalização fracionada



O líquido metabólico livre de células e de conservantes demonstrou uma tensão superficial de 31,3 mN/m, apresentando uma pequena redução, em todos os métodos para manutenção do tensoativo, nos dois primeiros dias de análise.

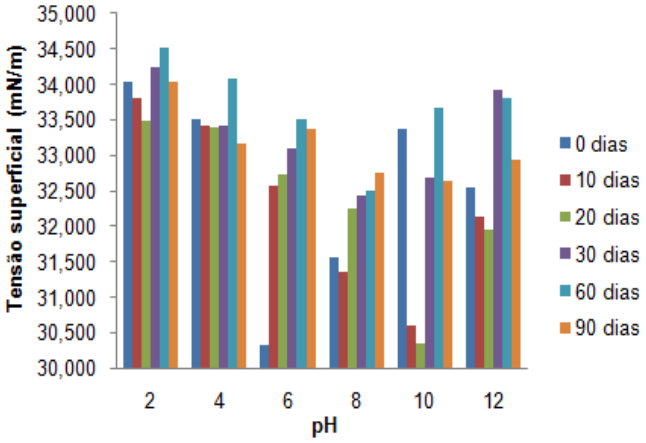
O experimento teve a menor tensão superficial aos 10 dias com sorbato a 0,2%, 30,3 mN/m e as condições de sorbato a 1% e de vapor fluente com o sorbato a 0,2% foram eficazes para a tensão permanecer inferior comparada à inicial. A vantagem dos métodos do sorbato é o baixo custo comparado ao banho-maria e à autoclave.

3.5.2 Testes de estabilidade pelo método do sorbato de potássio sob a concentração de 0,2%

Ao se corroborar a eficiência das metodologias através das tensões, testes de estabilidade com a adição de 0,2% do sorbato de potássio com a alternância do pH foram realizados para a medição das propriedades surfactantes.

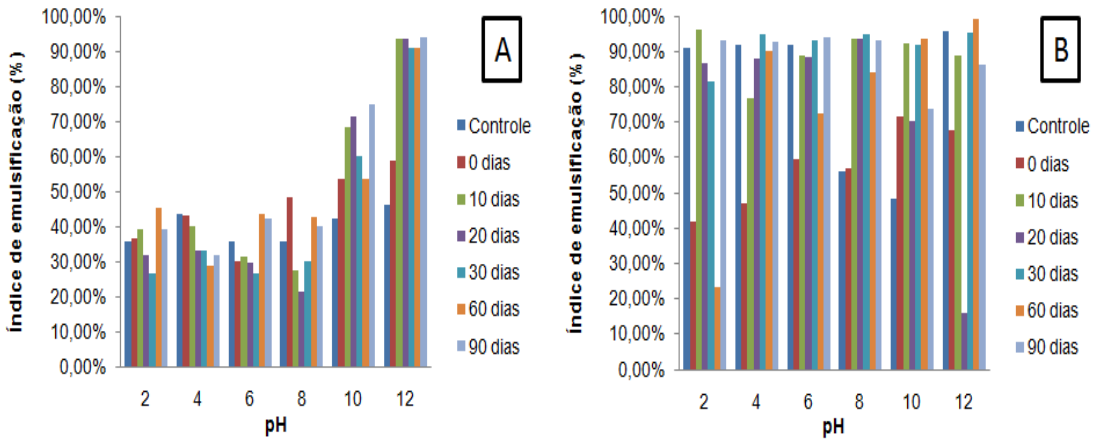
Na figura 2 são mostradas as variações da tensão superficial com a alteração do potencial hidrogeniônico pela metodologia do sorbato a 0,2%. Pelos critérios de baixas tensões superficiais e uniformidade, no pH 8, o biossurfactante indicou tensões iniciais, ao nível da tensão-controle, 31,3 mN/m. Logo, houve um destaque do biodetergente nesse potencial, ao qual se assemelha curiosamente ao dos oceanos em geral.

Figura 2 – Tensões superficiais do experimento da concentração de sorbato de potássio 0,2%



A figura 3 ilustra os índices de emulsificação do biossurfactante, utilizando óleo de soja (Figura 3A) e óleo de motor (Figura 3B). Pode-se observar que, utilizando o óleo de soja como substrato, verificou-se um aumento nos índices de emulsificação nos pH's 10 e 12. No óleo motor, as variações de pH mantiveram percentuais elevados na compatibilidade da biomolécula como o resultado de 99,0% no pH 12.

Figura 3 – Emulsões do óleo de soja (A) e do óleo motor (B) do experimento da concentração de sorbato de potássio a 0,2%



Determinação das propriedades do biossurfactante em shaker e em biorreator

O grande apanágio do uso do biorreator, processo "scale-up", foi o rendimento obtido. Esse, comparado à shaker, de produção 8,5 g/L, ascendeu a 32,0 g/L. O biossurfactante também reduziu as tensões superficial da água (72,0 mN/m) para 31,3 mN/m em shaker e para 34,7 mN/m em biorreator e a interfacial entre a água e o n-hexa-decano (40 mN/m) foi reduzida, em igual ordem, para 7,17 mN/m e 10,22 mN/m.

Ademais, na shaker, o índice de emulsificação no óleo de soja foi de 25,8% e no óleo motor foi de 90,5%. O biorreator aumentou o primeiro índice para 33,6% e não alterou perceptivelmente a emulsificação no óleo motor com 90,0%.

As características do biossurfactante produzido por biorreator foram plausíveis, entretanto a necessidade do estudo para se obter as melhores condições é essencial.

CONCLUSÃO

1 As metodologias de conservação foram adequadas, reduzindo a tensão superficial para 30,4 mN/m no vapor fluente;

2 Alterações com efetivas propriedades surfactantes em pH's entre 8 e 12;

3 A produção em biorreator foi vantajosa, refletindo a necessidade da pesquisa para combater os desastres ambientais gerados pelo homem;

REFERÊNCIAS

AL-BAHRY et al., S.N. Biosurfactant production by *Bacillus subtilis* B20 using date molasses and its possible application in enhanced oil recovery. **International Biodeterioration & Biodegradation,** doi:10.1016/j.ibiod.2012.01.006.

COOPER, D. G.; GOLDENBERG, B. G. Surface-Active Agents from two *Bacillus Species*. **Applied and Enviromental Microbiology,** Washington, v. 53, p. 224-229, 1987.

DALTIN, D. **Tensoativos:** química, propriedades e aplicações. São Paulo: Blucher, 2011.

MASCARELLI, Amanda. Deepwater Horizon: After the oil. **Nature International Weekly Journal of Science,** 01º Sep. 2010. Disponível em: <http://www.nature.com/news/2010/100901/full/467022a.html> Acesso em 04 jan. 2013.

MASCARELLI, Amanda. Deepwater Horizon dispersants lingered in the deep. **Nature International Weekly Journal of Science,** 27 Jan. 2011. Disponível em: <http://www.nature.com/news/2011/110114/full/news.2011.54.html> Acesso em 06 jan. 2013.

SOBRINHO, H. B. S. Utilization of two agroindustrial by-products for the production of a surfactant by Candida guilliermondii UCP0995. **Process Biochemistry,** v. 43, p. 912-917, 2008.

ANÁLISE DE PARÂMETROS INDICATIVOS DE QUALIDADE DE ÁGUA DO RIO ITAPESSOCA, GOIANA – PE

Poliana Clara Pereira dos Santos[1]; Sônia Valéria Pereira[2]; Glauber Pereira de Carvalho Santos[3]

1 - Mestranda em Tecnologia Ambiental. Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP/OS. E-mail: polianacps@yahoo.com.br.

2- Professora Doutora do Mestrado em Tecnologia Ambiental. E-mail: soniaitep@gmail.com.

3 - Coordenador do Laboratório de Tecnologia Ambiental

Resumo

A qualidade da água de um rio requer a avaliação de parâmetros hidrobiológicos e ambientais. O objetivo principal deste estudo foi avaliar a qualidade hídrica do rio Itapessoca, Goiana-PE, segundo Resolução 357/2005 do CONAMA, visando subsidiar programas de gestão ambiental. As coletas de água ocorreram durante a preamar e baixa-mar em três pontos do rio, de julho a dezembro de 2011, avaliando-se a temperatura, pH, salinidade, oxigênio dissolvido e a clorofila *a* utilizando sonda multiparamétrica YSI (série 6820) e em laboratório, a Demanda Bioquímica de Oxigênio e coliformes totais e termotolerantes segundo o *Standard Methods of Examination of Water and Wastewater*. Mediante análise de variância - ANOVA e teste de Fisher com o uso do software *Statistical Package for the Social Sciences* - SPSS 15.0 dos dados obtidos foi verificado que o oxigênio dissolvido, pH e DBO enquadram-se nos valores da RE 357/05, entretanto o nº de coliformes termotolerantes excedeu o limite da legislação no ponto 2. As ações antrópicas extrapolam os usos preponderantes previstos em lei, sendo necessária adoção de um programa de gestão integrada e o monitoramento deste recurso como forma de garantir sua conservação ambiental.

Palavras-chave: recurso hídrico, água, qualidade ambiental.

1. INTRODUÇÃO

O meio ambiente é constituído por um complexo sistema de inter-relações dos seres vivos com seus recursos naturais, onde o ser humano exerce sobre este, grande pressão ecológica (TUNDISI, 2008). O crescimento populacional associado ao aumento da expansão urbana sem o planejamento adequado tem produzido perda da qualidade ambiental e problemas

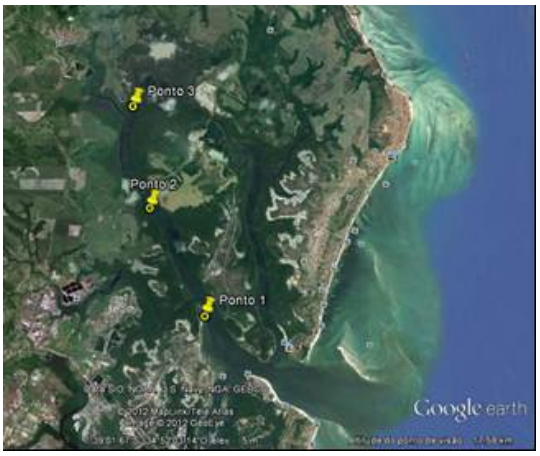
significativos para a sociedade (TUCCI, 2008). O controle da qualidade das águas perpassa pelo conhecimento de parâmetros físico-químico e biológico indicando constituindo-se em instrumento de mensuração de contaminações e da qualidade ambiental (CORTÊS et al., 2010). Destaca-se a importância de uma avaliação periódica das águas salobras tendo em vista que os estudos da composição de comunidades microbianas no meio aquático podem ser relevantes em estudos sobre qualidade do meio ambiente, além dos parâmetros físico-químicos (NEUMANN-LEITÃO; EL-DEIR, 2009). Raros estudos de parâmetros físico-químicos e hidrobiológico do rio Itapessoca foram encontrados, indicando a necessidade de um diagnóstico sobre as condições atuais da qualidade das águas que, ao longo do tempo, começa a apresentar os efeitos decorrentes da ocupação humana na localidade de entorno. Desta forma, a avaliação de parâmetros hidrobiológicos e físico-químicos bem como sua relação com a qualidade ambiental, a luz da Resolução nº 357 do CONAMA, se configura como oportuno para subsidiar políticas públicas destinadas à proteção dos recursos hídricos da localidade.

2. MATERIAL E MÉTODOS

O rio Itapessoca encontra-se inserido no sistema estuarino da bacia do Rio Itapessoca pertencente à região sul-oriental do município de Goiana (07º33'38" S e 35º00'09" O) localizado no litoral norte de Pernambuco.

A coleta de 72 amostras de água, em triplicata ocorreu mensalmente (julho a dezembro de 2011), pelo Laboratório de Tecnologia Ambiental do ITEP, na superfície (S) e de fundo (F) durante a preamar (PM) e baixa-mar (BM) distribuídas em três estações de coletas: P1 - foz, P2 – médio curso e P3 – alto curso do rio (Figura 1).

Figura 1- Localização dos pontos de coleta no rio Itapessoca - Goiana, PE .



A metodologia aplicada seguiu os procedimentos estabelecidos pelo *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (2005) e os limites para águas salobras dos rios de classe II da Resolução nº 357 do CONAMA. Os parâmetros de qualidade da água estabelecida pela legislação e analisadas no LABTAM-ITEP foram: Demanda Bioquímica de Oxigênio (mg/L), coliformes totais e termotolerantes (NPM/100 mL).

O procedimento de coleta de água foi realizado com o auxílio da garrafa de Van Dorn para a DBO e coliformes para análise laboratorial posterior. Outros parâmetros como clorofila *a* (µg.L-1), salinidade (‰), temperatura (ºC) da água superficial e de fundo, pH e oxigênio dissolvido – OD ($mg.L^{-1}$), foram analisadas *in situ* com o auxilio de uma sonda multiparamétrica (marca YSI, modelo 6600) calibrada previamente. A análise estatística adotou o programa Statistical Package for the Social Sciences - SPSS 15.0 seguindo o teste de análise de variância – ANOVA (um fator), testes post hoc – lsd de Fisher. Para todos os casos considerou-se significante o valor de $p<0,05$.

3. RESULTADOS E DISCUSSÂO

O parâmetro oxigênio dissolvido (OD) apresentou-se dentro dos limites da RE 357/05 respeitando os limites superiores a 4,0 $mg.L^{-1}$ tanto em relação aos pontos selecionados quanto à profundidade e à maré. Melo (2007) enfatiza que o período chuvoso contribuiu no aumento do gradiente de oxigênio dissolvido também crescente em direção à foz e segundo Santos et al. (2009) uma maior quantidade de OD em um ambiente é favorável para organismos planctônicos, a exemplo do zooplâncton.

O potencial hidrogeniônico do rio Itapessoca alcançou valor mínimo de 7,4 (P1, S, BM) e máximo de 8,47 (P1, F, PM) respeitando os limites de 6,5 a 8,5 estabelecidos pela RE 357/05 do CONAMA para águas salobras de rios de classe II. Os níveis alcalinos alcançados pelo rio Itapessoca são típicos de águas costeiras sobre grande influência marinha, bastante comum em regiões estuarinas brasileiras (BORGES, et al., 2012).

Para o rio Botafogo, Lima et al. (2009) encontraram valores de pH entre 6 – 8 característicos dos rios de classe II, para Melo (2007) e Gaspar (2009) os valores oscilaram de 8 a 8,66 respectivamente para o rio Itapessoca. A inundação diária pela qual os solos de mangue são submetidos promovem modificações físicas e químicas importantes, por conseguinte a degradação ambiental afeta o pH desses locais porque interfere nas reações químicas da microbiota presente no sedimento prejudicando eventos de degradação

nutricional acarretando danos irreversíveis aos ecossistemas (SANTOS, H.; SANTOS, T.; HOLANDA, 2011).

Apesar de não apresentar diferenças médias significativas para o período analisado, o rio Itapessoca apresentou um limite mínimo de salinidade 12,6 no ponto 3 (P3), superfície (S), baixa-mar (BM) em julho de 2011. O maior valor encontrado ocorreu em dezembro de 2011 onde o fator atingiu 35 de salinidade no ponto 1, fundo (F), na preamar (PM).

Para o recurso hídrico em questão, a salinidade excedeu os limites máximos da RE 357/05 para águas salobras de rios de classe II, em todos os pontos no mês de dezembro apresentando, de acordo com Tundisi, J. e Tundisi, M. (2008) um regime oscilando de mesohalino a euhalino onde essas variações podem decorrer em função da precipitação.

A salinidade elevada em dezembro para P1 característica de águas salinas conforme a RE 357/05 do CONAMA justifica-se pelo fluxo reduzido dos rios associados à evaporação intensa, transpiração dos manguezais e à hipersalinidade (SANTOS et al., 2009), o qual permite tornar o regime de salinidade de polihalino a euhalino.

Segundo Gaspar (2009) demonstra-se essa variação para o rio Itapessoca devido a alta energia hidrodinâmica do ciclo de marés que entram pela Barra de Catuama, enquanto estudos de Chalegre (2008) verificou que o teor de salinidade do rio variou entre polialino (18-30 UPS) em agosto de 2003 a euhalino (30-40 UPS). O rio caracteriza-se também por apresentar gradiente salino decrescente ao longo da desembocadura em direção à nascente (CHALEGRE, 2008). As variações da salinidade podem ser diurnas como sazonais e fatores como o fluxo de marés, a evaporação e o aporte de água doce nos rios que deságuam nesses ambientes (MELO, 2007).

A temperatura da água não excedeu o esperado para a localidade, sendo o menor valor pertencente ao mês de julho, 25,57 ºC no ponto 2, fundo, baixa-mar, enquanto o maior valor corresponde ao mês de novembro 29,52 ºC no ponto 3, superfície, baixa-mar. Em relação à temperatura da água no Itapessoca, o rio concentra os valores mais elevados nos meses referentes a estação seca (entre outubro de 2003 a fevereiro de 2004), ocorrendo variações sazonais na temperatura da água para esse período, o qual sofre maior incidência de insolação na camada superficial de água influenciando o balanço térmico (CHALEGRE, 2008).

Bassoi e Guazelli (2004) indicam a importância dessa variável no que concerne à influência sobre parâmetros físicos e químicos, revelando como a temperatura afeta os organismos aquáticos quanto à tolerância de vida, migração e reprodução.

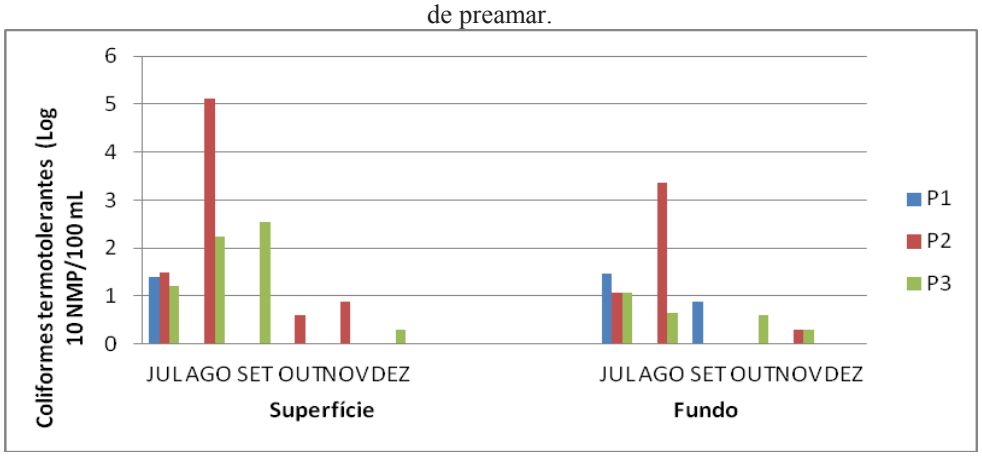
Para a clorofila *a* não há na legislação vigente limites de biomassa fitoplanctônica em relação às águas salobras, sendo considerado como referencial o limite de 30 $\mu g.L^{-1}$ presente

para águas doces de rios de mesma classificação que o rio Itapessoca. Considera-se nesse critério que a clorofila *a* analisada permaneceu dentro dos limites aceitáveis da Resolução 357/2005 do CONAMA apresentando um regime que oscila de oligotrófico a eutrófico e predominância de mesotrófico.

Quando se relaciona os valores de clorofila *a* encontrados em Passavante (2003) aos demais ecossistemas na literatura percebe-se que o rio Itapessoca detém características mesotróficas em P1 e P2, e eutrófica apenas em P3 de modo geral com um bom estado de conservação para o período estudado. Os níveis de clorofila *a* encontrados para o rio Itapessoca para o P3 demonstram segundo Grego et al. (2009) que a biomassa fitoplanctônica corresponde a um padrão crescente em direção a montante do estuário. Silva Neto (2012) inclusive afirma que elevados níveis refletem alta produtividade influenciado pela carga de nutrientes, menor precipitação e oscilação das marés.

Para os coliformes termotolerantes dentre os pontos analisados, P2, S, PM deteve alterações significativas entre os valores de P1 e P3 assumindo o valor máximo de Log 5,11 NMP/100 mL nesse local (Figura 2), destaca-se o mês de agosto de 2011 apresentou maiores valores para todos os pontos.

Figura 2 – Valores de coliformes termotolerantes aferidos entre os pontos 1, 2 e 3 para o rio Itapessoca na faixa de preamar.



Fonte: o autor, 2012.

As bactérias do grupo coliformes são importantes na aferição da qualidade hídrica, pois são consideradas indicadores de contaminação fecal, colaborando para relacionar qualidade da água com saúde no que se refere às doenças de veiculação hídrica (MONTES; NASCIMENTO FILHO, 2009). A evidência de microorganismos patogênicos do grupo coliformes no ponto 2 indica a presença de componentes orgânicos revelando a presença de focos de poluição.

Para a DBO, os pontos 1, 2 e 3 permaneceram dentro dos limites da Resolução apresentando valores inferiores a 5 $mg.L^{-1}$ para águas salobras de rios de classe II. Os níveis de DBO encontrados em 2011 referente a este rio refletem uma condição equilibrada no tocante a esse parâmetro, inclusive sem diferenças significativas entre períodos seco e de chuva e com disponibilidade de oxigênio dissolvido (Melo, 2007).

Macêdo et al. (2000) discorrem sobre a renovação contínua do ecossistema onde a movimentação das barras norte e sul impede o surgimento de áreas contaminadas, que segundo Santos (2004) proporciona uma renovação rápida dos recursos químicos e biológicos do ambiente.

De modo geral, os efluentes orgânicos produzem elevação da DBO nos cursos d´água, extinguindo o oxigênio do meio, alterando a microflora presente provocando o desequilíbrio ambiental e extinção de organismos aquáticos. Por outro lado, a DBO não é indicativa em estudos sobre material não-biodegradável, toxicidade e inibidores de atividade microbiana (BASSOI; GUAZELLI, 2004).

CONCLUSÕES

- Os parâmetros físico-químicos analisados no rio Itapessoca enquadram-se nos limites requeridos pela Resolução nº 357/05 do CONAMA para águas salobras de classe II;
- Foi verificado nº de coliformes termotolerantes acima dos limites da legislação, no curso médio do rio, s indicando contaminação fecal.
- A conservação ambiental do rio Itapessoca requer o monitoramento de dados abióticos e bióticos associado ao gerenciamento das ações da área de entorno.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos à equipe técnica do Laboratório de Tecnologia Ambiental (LABTAM) do Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP/OS pela disponibilização de dados primários apresentados na pesquisa.

REFERÊNCIAS

BASSOI, Lineu José; GUAZELLI, Milo Ricardo. In: PHILIPPI JR, Arlindo; BRUNA, Gilda Collet; ROMERO, Marcelo de Andrade (edits). **Curso de Gestão Ambiental**. Barueri, SP: Manole, 2004.

BORGES, Gislayne Cristina Palmeira et. al. Comunidade fitoplanctônica e variáveis ambientais em área portuária, Nordeste do Brasil. **Tropical Oceanography**, Recife, Recife, v. 40, n. 2, p. 309-318, 2012.

CHALEGRE, K. Q. T. Fauna bêntica do infralitoral e alimentação natural de *Callinectes danae* Smith, 1869 (Curstacea, Portunidae) nos estuários dos rios Botafogo e Carrapicho, Pernambuco, 2008. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2008.

CÔRTES, Myriam Bandeira Vianna. et al. Gestão da qualidade bacteriológica da água dos rios Macacu, Caceribu, Guapiaçu e Guapi-Macacu, RJ, Brasil. In: CONGRESSO NACIONAL DE EXCELÊNCIA EM GESTÃO, 6., 2010, Rio de Janeiro. **Anais...** Rio de Janeiro: CNEG, 2010. Disponível em: <http://www.excelenciaemgestao.org/Portals/2/documents/cneg6/anais/T10_0240_1302.pdf>. Acesso em: 20 Jan. 2012.

GASPAR, Felipe Lima. Análise da concentração de fósforo em sedimentos dos rios Botafogo e Carrapicho, no sistema estuarino do Canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE. 2009. 77f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

GREGO, Christiana Kelly da Silva. et al. Fitoplâncton do ecossistema estuarino do rio Ariquindá (Tamandaré,Pernambuco,Brasil): variáveis ambientais, biomassa e produtividade primária. **Atlântica, Rio Grande**, v. 31, n.2, p.183-198, 2009.

MACÊDO, S. J.; FLORES-MONTES, M. J.; LINS, I. C. Características abióticas da área. In: BARROS, H. M. et al. (Eds). **Gerenciamento Participativo de Estuários e manguezais**. Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2000. p.7-25.

MELO, Antônio Augusto Santana de. **Nutrientes dissolvidos e biomassa primária nos estuários dos rios Botafogo e Carrapicho – PE.** 2007. 93 f. Dissertação (Mestrado em Oceanografia) – Departamento de Oceanografia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2007.

MONTES, M. F.; NASCIMENTO FILHO, G. A. do. Água como indicador ambiental. In: **Bioindicadores da qualidade ambiental**. Sigrid Neumann-Leitão; Soraya El-Deir (Orgs.). Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, Recife, 2009, p. 81-91.

NEUMANN-LEITÃO, Sigrid; EL-DEIR, S. (Orgs). **Bioindicadores da qualidade ambiental**. Recife: Instituto Brasileiro Pró-Cidadania, 2009.

PASSAVANTE, José Zanon de Oliveira . Produção fitoplanctônica do estuário do rio Capibaribe (Recife, Pernambuco, Brasil). In. CONGRESSO NORDESTINO DE ECOLOGIA, 10., 2003, Recife. **Anais**... Recife: 2003, CD-ROM, p.1- 2.

SANTOS, Heide Vanessa Souza; SANTOS, Tiago Olveira; HOLANDA, Francisco Sandro Rodrigues. 2011). Indicadores para diagnóstico das alterações antrópicas no manguezal do estuário do rio São Francisco. **Tropical Oceanography**, Recife, v. 39, n. 2, p. 166-178, 2011.

SANTOS, Tathiane Galdino dos. et al. Zooplâncton como indicador biológico da qualidade ambiental nos estuários dos rios Carrapicho e Botafogo, Itamaracá – PE. **Rev. Bras. Enga. Pesca**, [S.l.], v. 4, n. 1, jan. 2009. Disponível em: <http://www.sumarios.org/sites/default/files/pdfs/36462_4583.PDF>. Acesso em: 19 fev. 2012.

SANTOS, Tathiane Galdino dos. **Estrutura da comunidade zooplanctônica e bioindicadores nas zonas de convergência norte e sul do Canal de Santa Cruz, Itamaracá, PE**. 2004, 61f. Monografia (Especialização em Oceanografia) – Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2004.

SILVA NETO, Antonio Gomes da. **Alimentação da tainha *Mugil curema* (Perciformes:Pugilidade) e caracterização ambiental do Estuário do Rio Paraíba do Norte**. 2012. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Conservação) - Universidade Estadual da Paraíba, Campina Grande, 2012.

TUCCI, Carlos E. M. Águas urbanas. **Rev. Estudos Avançados**,]S.l.], v. 22, n. 63, 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/pdf/ea/v22n63/v22n63a07.pdf>. Acesso em: 26 fev. 2012.

TUNDISI, José Galizia. Recursos hídricos no futuro: problemas e soluções. **Estudos Avançados**, [S.l.], v.22, n..63, p.7-16. 2008. Disponível em: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0103-40142008000200002&lng=en&nrm=iso>. Acesso em 23 jul. 2012.

TUNDISI, José Galizia; TUNDISI, Takako Matsumura. **Limnologia**. São Paulo: Oficinas de Textos, 2008.

COOPERATIVA DOS CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS DA REGIÃO BAIXO JAGUARIBE[1]

Priscila Crisóstomo Maia Holanda
Graduada em Saneamento Ambiental (IFCE) – priscilamholanda@gmail.com
Carlos Vangerre de Almeida Maia
Mestrando em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPI) – cvamaia@yahoo.com.br
Silvania Clebia Mendes De Sousa
Graduada em Tecnologia em Alimentos (IFCE)- silvaniaclebia@hotmail.com

Resumo: As cidades do baixo Jaguaribe, assim que como as demais cidades do Brasil devem se enquadrar na nova Lei 12.305, que institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos onde todos os municípios devem estar legalizados com seus aterros sanitários, sendo extintos os lixões. Vendo essa realidade, os catadores de materiais recicláveis estão perdendo cada vez mais o seu espaço, já que os mesmo não têm apoio dos órgãos como, a prefeitura ou até mesmo a comunidade. Sabendo da grande importância que esses catadores fazem para o meio ambiente e para a cidade onde fazem essa coleta desse material reciclável, vê-se a necessidade de se organizar um grupo na qual fazem parte trabalhadores dos municípios de Limoeiro do Norte, Quixeré, Tabuleiro do Norte e Russas, totalizando 230 catadores. O foco do grupo é se organizar para a realização da Cooperativa Regional de Catadores de Materiais Recicláveis. Visando que se tenha a melhoria no trabalho desses agentes ambientais para que os mesmo tenham uma melhor qualidade de vida, que possam vender seus produtos com mais qualidade e mais valorização no preço. E também para que os mesmo não percam seu espaço quando os aterros forem implantados e acabem perdendo seu trabalho na qual desenvolvem a um longo tempo.
Palavras-chave: resíduos sólidos; coleta seletiva; cooperativismo.

1 INTRODUÇÃO

A cooperativa esta sendo auxiliada para sua formação juntamente com a Cáritas Diocesana, principalmente, e a Secretaria do Trabalho e Desenvolvimento Social (STDS). O maior objetivo da implantação da Cooperativa é articular com as indústrias para que as vendas dos materiais sejam vendidos diretamente para as mesmas, pois hoje essa venda é feita através de atravessadores, onde o preço do material cai muito e o trabalho desses catadores é desvalorizado. Foi feito um cadastramento com os catadores situados no lixão e os de ruas dos municípios de Russas, Tabuleiro do Norte, Limoeiro do Norte e Quixere. As famílias de catadores/as vivem em situação de risco social e em sua grande maioria não dispõe de nenhum benefício dos governos: federal, estadual e municipal. Além da falta de assistência médico-hospitalar (muitos sofrem de doenças na pele e respiratórias além do perigo de esta trabalhando junto com lixo hospitalar, lixo

[1] Trabalho inédito.

químico, todos misturado com material reciclável que eles selecionam no lixão). Falta de material e formação necessária para o trabalho com o lixo (botas especiais, luvas, mascaras, prensa, balança e etc.) para a melhoria no trabalho, segurança e aumento de renda. Com a ausência de local seguro e digno para triagem, armazenamento, beneficiamento dos materiais recicláveis e comercialização do material trabalhado (Galpões) os catadores deixam muitas vezes de coletarem alguns tipos ou volumes de materiais por não terem onde acondicionarem esse material ate sua venda. Não reconhecimento enquanto categoria profissional e cidadãos que merecem respeito. Analfabetismo e baixa-estima para esses cidadãos, onde a s oportunidades e outras perspectivas para os adolescentes e jovens filhos dos catadores (as) que também trabalham no lixão são mínimas. Há mais de 20 anos alguns deles enfrentam a rotina diária do lixão. Suas mãos habilidosas, em uma árdua tarefa diária, coletam e separam o que a sociedade Jaguaribana descarta.

2 MATERIAL E MÉTODOS

Inicio da articulação em Rede junto aos Catadores/as de Materiais Recicláveis na Região do Vale, a partir do Ação do Projeto Cataforte deu-se no ano de 2010. Os grupos, associações e/ou cooperativas de catadores e catadoras de materiais recicláveis organizados e organizadas com participação efetiva em defesa da vida e do meio-ambiente, visando geração de trabalho e renda fundamentada nos princípios da Economia Popular Solidária.

2.1 ATIVIDADES REALIZADAS NO ANO DE 2012 A 2013 (ATIVIDADES RECENTES)

Nº	ATIVIDADE	Nº PARTICIPANTES	CARGA HORÁRIA	DATA DE INÍCIO	PREVISÃO DE TÉRMINO	OBSERVAÇÕES
1	Avaliação dos grupos das cidades com os Catadores	25	2 dias	21/11/2012	22/11/2012	Realizou-se um levantamento do que já se te feito em cada município.
2	Cadastramento do catadores de rua do município de Limoeiro do Norte	16	5h	20/11/2012	22/11/2012	Cadastramento do catadores para criação da cooperativa regional.
3	Visita e cadastramento dos catadores de rua e do lixão do município de Tabuleiro do Norte	15	5h	26/11/2012	26/11/2012	

						Cadastramento dos catadores para criação da cooperativa regional.
4	Encontro Diocesano sobre Logística Solidária	35	2 dias	05/12/2012	06/12/2012	Metodologias para desenvolvimento melhor do trabalho dos catadores
5	Reunião de Formação da Cooperativa	14	3h	11/12/2012	11/12/2012	Presenças dos parceiros da STDS, Petrobrás, Cáritas e Catadores
6	Oficina de Formação Cooperativa	32	8h	16/01/2013	16/01/2013	Oficina com os catadores sobre a formação da cooperativa (STDS)
7	Oficina com os catadores sobre a formação da cooperativa	30	8h	31/01/2013	31/01/2013	Continuação da primeira oficina de formação (STDS)
8	Oficina com os catadores sobre a formação da cooperativa	30	8h	31/01/2013	31/01/2013	Continuação da primeira oficina de formação (STDS)
9	Curso Saúde, Meio Ambiente e Consciência Ambiental	30	4h	04/02/2013	04/02/2013	Curso ministrado com os Catadores de Limoeiro do Norte
10	Curso Saúde, Meio Ambiente e Consciência Ambiental	20	4h	07/02/2013	07/02/2013	Curso ministrado com os Catadores de Russas
11	II Encontro Regional de Secretários Municipais de Meio Ambiente em Tabuleiro do Norte	35	8h	21/02/201	21/02/201	Encontro com debates sobre o Consórcio dos Aterros Sanitários com presença de órgãos públicos e catadores
12	II Encontro com STDS	40	8h	28/02/2013	28/02/2013	Oficina de Capacitação, estudo e elaboração do estatuto social (Lei do Cooperativismo)
13	Reunião com o poder público e sociedade de Limoeiro do Norte	25	4h	13/03/2013	12/03/2013	Órgãos e entidades debateram sobre qual a função deles para a Cooperativa dos Catadores

As visitas técnicas mensais e as oficinas formativas em cada município juntando catadores de rua e catadores do lixão, a exceção será com o município de Limoeiro do Norte por conta do número grande de catadores de rua: Limoeiro – 4º quarta-feira do

mês; Russas – 3º quinta-feira do mês; Quixeré – 2º quinta-feira do mês; Tabuleiro – 3º quarta-feira do mês;

2.2 Registros Fotográficos



Foto 01: Avaliação dos grupos das cidades com os Catadores
Fonte: Próprio autor



Foto 02: Encontro Diocesano sobre Logística Solidária
Fonte: Próprio autor



Foto 03: Visita e cadastramento de rua e do lixão do lixão do município de Tabuleiro do Norte
Fonte: Próprio autor



Foto 04: Oficina com os catadores sobre a formação da cooperativa
Fonte: Próprio autor



Foto 05: Macha dos Catadores
Fonte:Próprio autor



Foto 06: Lixão de Limoeiro do Norte
Fonte: Próprio autor



Foto 07: Lixão de Russas
Fonte: Próprio autor



Foto 08: Lixão de Quixeré
Fonte: Próprio autor

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

Para se alcançar o objetivo esperado, é necessário que as entidades colaborem com esse percurso. Durante o processo de implantação são necessárias algumas reivindicações perante órgãos e entidades responsáveis pelo processo de Resíduos Sólidos na cidade, seja eles, poder público, como a prefeitura e governo ou grandes geradores do material, além da importância da sociedade nesse meio.

- ✓ Reivindicações:

-Valorização e reconhecimento da categoria;

-coleta seletiva com inclusão dos catadores(as);

-Creche para os filhos(as) de catadores(as) de 0 a 5 anos na Cidade Alta;

- Mobilização social para a coleta seletiva;

- Garantia de Infraestrutura básica de trabalho e EPI's;

- Assistência especial á saúde do catador(a);

- Apoio a comercialização do material coletado ao consumidor final;

- Disponibilização de um galão para a associação;

- Solicitação de um carro para possibilitar o programa piloto na cidade alta (coleta seletia).

- ✓ Ações Pendentes:

- Aguardo sobre a disponibilização do galpão (sede da cooperativa);

- Inicio da discussão do plano de coleta seletiva articulado pela prefeitura;

- Criação de lei municipal de coleta seletiva garantindo a destinação dos materiais recicláveis para a associação embasada na Lei federal 12.305 de 2010 e lei de saneamento 11.445 de 2007 que prioriza a contratação das associações/cooperativas de catadores(as) inclusive com dispensa de licitação;

- Efetivação do decreto 5.940, de 25 de outubro de 2006(destinação dos materiais dos órgãos públicos federais para associações/cooperativas de catadores)

- Elaboração do Plano da coleta seletiva com a participação da população;

- Construção do Galpão (prazo de um ano para o projeto)

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O resultado final será quando a Cooperativa dos Catadores de Materiais Recicláveis for implantada, estando com esses trabalhadores formalizados e podendo dar continuidade a cooperativa. Pois o grande enfoque desse trabalho é que no final desse processo os catadores possam dar a diante com a cooperativa, pois ao longo do tempo, os mesmo estão sendo formalizados e estruturados para caminharem por conta própria.

REFERENCIAS

BRASIL, **Lei 12.305, de 02 de agosto de 2010**, Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos;

BRASIL**, Lei 11.445, de 5 de janeiro de 2007**, Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico;

BRASIL, **Decreto 5.940, de 25 de outubro de 2006,** Institui a separação dos resíduos recicláveis descartados pelos ógãos e entetidades da administração pública federal direta e indireta, na fonte geradora, e a sua destinação ás associações e cooperativas dos catadores de materiais recicláveis, e da outras providências.

MOVIMENTO NACIONAL DOS CATADORES DE MATERIAIS RECICLÁVEIS. Cartilha de Formação, Julho de 2005.

http://www.coletasolidaria.gov.br/menu/material-de-apoio/cartilha-da-coleta-seletiva-solidaria/

BIOSURFACTANTS FOR APPLICATION IN THE REMOVAL OF PETROLEUM DERIVATES[A]

[A]Resultados Parciais do Projeto de Pós-doutorado. Financiamento: CAPES, FACEPE

Raquel Diniz Rufino[1], Juliana Moura de Luna[1], Leonie Asfora Sarubbo[2]

[1]Pós-Doutorandas em Biotecnologia, PNPD. Bolsista CAPES/FACEPE. Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco, Rua do Príncipe, n. 526, Boa Vista, CEP: 50050-900, Recife, PE, Brazil. raqueldrufino@yahoo.com.br. [2]Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco.

This work describes the application of microbial surfactants in the removal of petroleum and a derivative from marine environment. Two biosurfactants were produced by the yeasts *Candida sphaerica* (UCP 0995) and *C. lipolytica* (UCP 0988) cultivated in industrial residues as substrates during 144 h and 72 h, respectively. The surface tensions of the biomolecules were measured (25mN/m), the production yields were calculated (8-9g/L) and the Critical Micelle Concentrations (CMC) determined (0.03%). Both biosurfactants were applied in samples of sea water and coral reefs artificially contaminated with petroleum and motor oil. The results showed a dispersant action of the biosurfactant from *C. sphaerica* while the biosurfactant from *C. lipolytica* showed a great oil emulsification capacity. Petroleum and motor oil percentages removal of 100% were obtained. The possibility of application of these biosurfactants in the remediation of environments contaminated by hydrophobic hydrocarbons motivates the development of this alternative technology.

Key-words: biosurfactants, *Candida*, environmental pollution

1. Introduction

Environmental contamination caused by petroleum and oil derivative spills is a contemporary concern. Storing and transport operations of crude-oil and derivatives have been recognized as critical to controlling pollution in some countries due to the

number of cases reported in which leaking tanks and pipelines led to pollution (GONZINI et al., 2010).

Demands from society and government and the issues of the environmental sustainability of the operations concerning transportation and storage of hydrocarbons have impelled the development of new product storage technologies and pipeline inspections. Also, other factors related to minimizing the release of chemicals into the environment are investigated, thus providing new incentives for researchers to develop clean products and processes as well as technologies for the treatment of areas contaminated by these contaminants (RUFINO et al., 2011).

The properties of superficial and interfacial tension reduction between solids, liquids and gases make natural surfactants an important class of substances (SARUBBO et al., 2007). Surfactants increase the aqueous solubility of hydrophilic molecules by reducing their surface/interfacial tension at air-water and water-oil interfaces (LUNA et al., 2013).

Thus, this work describes the application of microbial surfactants in the removal of petroleum and a derivative from marine environment.

2. Materials and Methods

2.1 Materials: all chemicals were of reagent grade. Growth media were purchased from Difco Laboratories, USA. Ground-nut oil refinery residue was obtained from ASA LTDA, Recife-PE, Brazil, and corn steep liquor from Corn Products do Brasil, Cabo de Santo Agostinho-PE, Brazil. The ground-nut oil refinery residue was used as the main carbon source while the corn steep liquor constituted the nitrogen source. Both agroindustrial by-products also provided the other nutrients essentials for the yeast metabolism.

2.2 Microorganisms: the yeasts *Candida sphaerica* (UCP 0995) and *Candida lipolytica* (UCP 0998) were obtained from the culture collection of the Universidade Católica de Pernambuco, Brazil. The microorganisms were maintained at 5 °C on Yeast Mold Agar (YMA) slants Transfers were made to fresh agar slants each month to maintain viability.

2.3 Production media: the production of the biosurfactant from *C. sphaerica* was conducted in medium containing 9% soy bean oil refinery residue and 9% corn steep liquor (LUNA et al., 2009), while the production of the biosurfactant from *C. lipolytica* was conducted in mineral medium containing 6% soy bean oil refinery residue and 1% glutamic acid (RUFINO et al., 2008). The media were sterilised by autoclaving at 121 °C for 20 min. The final pH of the media was 5.3 and the surface tension before inoculation was 50 mN/m.

2.4 Growth conditions: the inocula were prepared by transferring cells grown on a slant to 50 mL of Yeast Mold broth (YMB). The seed culture was incubated for 24 h at 28 °C and agitated at 150 rpm. The yeasts were cultivated in submerged culture with shaking in a New Brunswick C-24 shaker. The inocula were introduced in the amount of 10^4 and 10^8 cells/mL to each cool medium for *C. sphaerica* and *C. lipolytica*, respectively. Cultivations were carried out in Erlenmeyer flasks at 27 °C with shaking at 150 rpm for 144 and 72 h for *C. sphaerica* and *C. lipolytica*, respectively.

2.5 Biosurfactants isolation: the 144-h culture from *C. lipolytica* was filtered through Whatman no. 1 filter paper and centrifuged at 5000 rpm for 20 minutes. The cell-free broth was concentrated (500 mL) by freeze drying and extracted two times with chloroform (1:1, by vol.) in a separatory funnel at 28°C (CIRIGLIANO; CARMAN, 1985). The culture broth free of cells of *C. sphaerica* was acidified with 6M HCl to pH 2.0 and precipitated with two volumes of methanol. After 24 h at 4 °C, samples were centrifuged at 5,000 g for 30 min, washed twice with cold methanol and dried at 37 °C for 24-48 h. The yield in isolated biosurfactants was expressed in g/L. Known amounts of crude precipitate were resuspended in distilled water and used for measurement of the critical micelle concentration (CMC).

2.6 Surface tension and Critical Micelle Concentration (CMC): the surface tension was measured by the ring method using a Du Nouy Tensiometer model Sigma 700 (KSV Instruments LTD, Finland) at room temperature. The concentration at which micelles began to form was represented as the Critical Micelle Concentration (CMC).

2.7 Application of biosurfactants in dispersing hydrophobic contaminant in sea water: the dispersion of lubricating motor oil was carried out in 100 mL sea water collected in the Petrochemical complex in Suape-PE, Brazil. The laboratory contamination was conducted with 5% of the motor oil. The sample of sea water previously contaminated was treated as follows: addition of 50 mL distilled water (control) and addition of 50 mL aqueous solutions of the isolated biosurfactants from *C. sphaerica* and *C. lipolytica* at 0.03% concentration (at the CMC). The ability of dispersion, agglutination, emulsification and solubilization were visually observed.

2.8 Application of biosurfactants in removal of hydrophobic contaminants in coral reefs: the removal of lubricating motor oil and petroleum impregnated in coral reefs was carried out by using 100 mL aqueous solutions of the isolated biosurfactant from *C. sphaerica* at the following concentrations: 0.05% (2xCMC), 0.125% (5xCMC) and 0.25% (10xCMC). The biosurfactant from *C. lipolytica* was tested at 0.06% (2xCMC), 0.15% (5xCMC) and 0.3% (10xCMC). The contaminant not removed was determined in the washed coral reef by gravimetric assay after extraction with hexane and expressed in percentage.

3. Results and Discussion

3.1 Biosurfactants yields: the production of high biosurfactant yields has been considered one of the obstacles in this area of biotechnology, since the products are isolated in small quantities and the process generates a large residual volume. In this context, the use of crude biosurfactants, ie the use of the cell free broth obtained after production has been considered a strategy for application by the oil industry, which does not require pure formulations in opposition to the food industry and pharmaceuticals (ATLAS, 1991). The yield of isolated biosurfactant from *C. sphaerica* was 9 g/L, while 8g/L was obtained for the biosurfactant from *C. lipolytica*.

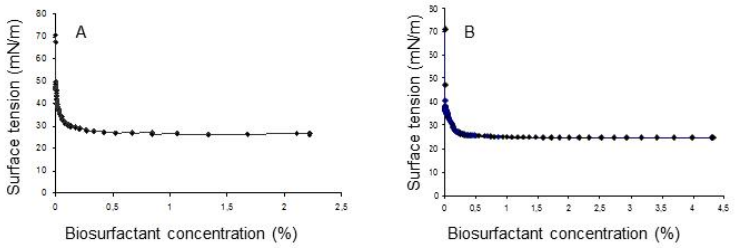
3.2 Surface tension and Critical Micelle Concentration (CMC): the CMC is a widely used index to evaluate surface activity. By definition, the CMC is the surfactant concentration at which an abrupt increase in surface tension is observed. Regardless of

the surfactant concentration, a further decrease in the surface tension will not be observed once the CMC has been reached (RUFINO et al., 2011).

The biosurfactants produced exhibited excellent surface tension reducing activity. The surface tension of water of 70 mN/m decreased to 25 mN/m by increasing the solution concentration up to 0.025% and 0.03% for the biosurfactants produced by *C. sphaerica* and *C. lipolytica,* respectively (Figure 1A, B).

The biosurfactants produced showed a lower minimum surface tension than that of the biosurfactant from *C. lipolytica* (32 mN/m) (RUFINO et al., 2007) and from *C. glabrata* (31 mN/m) (SARUBBO et al., 2006). The biosurfactants produced showed also a smaller CMC value than those of other biosurfactants from yeasts described in the literature, as values of 2.5% found for biosurfactants from *C. lipolytica* (SARUBBO et al., 2007) and *C. glabrata* (SARUBBO et al., 2006).

Figure 1. Surface tension versus concentration of the isolated biosurfactant produced by *Candida sphaerica* (A) and biosurfactant produced by *Candida lipolytica* (B)



3.3 Application of biosurfactants in dispersing hydrophobic contaminant in sea water: the solubilization power of any surfactant is dependent on the ability of the surfactant to increase the apparent aqueous-phase solubility oh hydrophobic constituents. A dramatic enhancement in hydrocarbons constituent solubility is commonly observed above the critical micelle concentration (CMC), which is attributed to partitioning into the hydrophobic core of surfactant micelles. In this process, high surfactant concentrations are generally required because the solubility of hydrophobic constituents in surfactant solution depends entirely on the surfactant concentration (BAI et al., 1997).

Mobilization can be divided into displacement and dispersion. Displacement is the release of hydrocarbon droplets from porous media owing to a reduction in interfacial

tension. Dispersion is related to both the interfacial tension and the surfactant concentration, and is different from displacement in that the displacement process is only related to the interfacial tension between aqueous and hydrophobic phases and no emulsion form (BAI et al., 1997).

In order to investigate the efficiency of the biosurfactants produced, a preliminary experiment using the cell-free broth containing the surfactant were performed to verify the removal of hydrocarbons from sea water. The biosurfactant produced by *C. sphaerica* showed high dispersant activity for the lubricating oil of car engine, which could facilitate the targeting of oily spots in the ocean, while the biosurfactant produced by *C. lipolytica* showed emulsifying activity on oil, suggesting the solubilization of oil with formation of small droplets that would facilitate the access of hydrocarbon degrading microorganisms and the consequent acceleration of bioremediation.

3.4 Application of biosurfactants in removal of hydrophobic contaminants in coral reefs: tables 1 (A) and (B) show the results of removal of hydrophobic contaminant adsorbed in coral reefs by the biosurfactants produced. The results obtained showed that the biosurfactant from *C. sphaerica* was able to remove all the petroleum and lubricating oil of car engine when used in the highest concentration. The solution at 0.125% also showed to be effective. The biosurfactant from *C. lipolytica* removed high percentages of the contaminants at the highest concentration of 0.3%.

Table 1: Removal of motor oil from coral reefs by the biosurfactant produced by Candida sphaerica UCP0995 (A) and *Candida lipolytica* UCP0998 (B)

A

Treatments (aqueous solutions)	Motor oil (%)	Petroleum (%)
Biosurfactant at 0.05%	46	43
Biosurfactant at 0.125%	64	100
Biosurfactant at 0.25%	100	100

B

Treatments (aqueous solutions)	Motor oil (%)	Petroleum (%)
Biosurfactante at 0.06%	51	13
Biosurfactante at 0.15%	77	26
Biosurfactante at 0.3%	100	70

Although the literature is sparse in describing methods of removing oils in solid

surfaces, the application of biosurfactants in removing adsorbed hydrocarbons in soils has been reported frequently, as will be described below.

Sobrinho et al. (2008) observed for the biosurfactant isolated from *C. sphaerica,* removal of 65% motor oil adsorbed in a sand sample. The biosurfactant from *C. antarctica* removed 50% motor oil adsorbed in sand (ADAMCZAK; BEDNARSKI 2000) while the biosurfactant from *C. glabrata* at 2.5% removed 84% motor oil (LUNA et al., 2009).

Conclusions: the results obtained demonstrate indicate that the biosurfactants are suitable for use in the petroleum industry and in environmental applications such as enhanced oil recovery, cleaning of oil reservoirs, reducing oil viscosity for crude oil transportation, and decomposition of spilled oils in soil or marine environments.

Acknowledgements

This work was financially supported by National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), Post-Doctoral National Program (PNPD) from Coordination for the Improvement of Higher Level Education Personnel (CAPES), Foundation for the Support of Science and Technology of the State of Pernambuco (FACEPE) and Thermoelectric of Pernambuco (TERMOPE). We are grateful to Center of Sciences and Technology laboratories, from Catholic University of Pernambuco, Brazil.

References

ADAMCZAK, M.; BEDNARSKI, W. Influence of medium composition and aeration on the synthesis of surfactants produced by *Candida Antarctica*. **Biotechnol. Lett**., v. 22, p. 313-316, 2000.

ATLAS, R.M. Microbial hydrocarbon degradation - bioremediation of oil spills. **J.Chem. Technol. Biotechnol.,** v. 52, p. 149-156. 1991.

BAI, G.; BRUSSEAU, M.L.; MILLER R.M. Biosurfactant-enhanced removal of residual hydrocarbon from soil. **Contaminant Hydrology**, v. 25, p. 157-170. 1997.

CIRIGLIANO, C.; CARMAN, G. Purification and characterization of liposan, a bioemulsifier from *Candida lipolytica*. **Appl. Environm. Microbiol**., v. 50, p. 846-850. 1985.

GONZINI, O.; PLAZA, A.; PALMA, D.I.L.; LOBO, M.C. Electrokinetic remediation of gasoil contaminated soil enhanced by rhamnolipids. **J. Appl. Electrochem.** v. 40, p. 1239-1248. 2010.

LUNA, J.M.; SARUBBO, L.A.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. A new biosurfactant produced by *Candida glabrata* UCP1002: characteristics of stability and application in oil recovery. **Braz. Arch. Biol. Technol.**, v. 52, p. 785-793. 2009.

LUNA, J.M.; RUFINO, R.D.; SARUBBO, L.A.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Characterisation, surface properties and biological activity of a biosurfactant produced from industrial waste by *Candida sphaerica* UCP0995 for application in the petroleum industry. Colloids and Surfaces B: Biointerfaces, v. 102, p. 202– 209. 2013.

RUFINO, R.D.; SARUBBO, L.A.; BENICIO, B.N.; CAMPOS-TAKAKI G.M. Experimental design for the production of tensio-active agent by *Candida lipolytica*. **J. Industrial Microbiol. Biotechnol.**, v. 35, p. 907-914. 2008.

RUFINO, R.D.; SARUBBO, L.A.; CAMPOS-TAKAKI G.M. Enhancement of stability of biosurfactant produced by *Candida lipolytica* using industrial residue as substrate, **World J. Microbiol. Biotechnol.**, v. 23, p. 729-734. 2007.

RUFINO, R.D.; RODRIGUES, G.I.B.; CAMPOS-TAKAKI, M.G.; SARUBBO, L.A.; FERREIRA, S.R.M. Application of a yeast biosurfactant in the removal of heavy metals and hydrophobic contaminant in a soil used as slurry barrier. **Applied and Environmental Soil Science**, v. 2011, p. 1-7. 2011.

SARUBBO, L.A.; FARIAS, C.B.B.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Co-utilization of canola oil and glucose on the production of a surfactant by *Candida lipolytica*. **Curr. Microbiol.**, v. 54, p. 68-73. 2007.

SARUBBO, L.A.; LUNA, J.M.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Production and stability studies of the bioemulsifier obtained from a new strain of *Candida glabrata* UCP 1002. **Electronic J. Biotechnol**., v. 9, p. 400 – 406. 2006.

SOBRINHO, H.B.S.; RUFINO, R.D.; LUNA, J.M.; SALGUEIRO, A.A.; SARUBBO, L.A. Utilization of two agroindustrial by-products for the production of a surfactant by *Candica sphaerica* UCP 0995. **Process Biochem**., v. 43, p. 912-917, 2008.

QUALIDADE DA ÁGUA DOS PRINCIPAIS TRIBUTÁRIOS DA SUB-BACIA DO CÓRREGO SÃO DOMINGOS EM CONCEIÇÃO DO ARAGUAIA - PA

Rayane Pacheco Costa[1]; Paulo Henrique Teles da Silva[2]; Agnailda Lima Guedes[3] e Lúcia Divina de Sousa Pereira Prado[4]

[1,2,3,4]Graduandos de Tecnologia em Gestão Ambiental.
Instituto Federal do Pará - IFPA/Campus Conceição do Araguaia.
Caixa Postal 68.540-000 - Conceição do Araguaia – PA, Av. Couto de Magalhães, s/n.

enayar.costa@hotmail.com[1]; noturno00@hotmail.com[2]; agnaildaguedes@hotmail.com[3]; luciadivinapprado@hotmail.com[4]

Resumo

O córrego São Domingos, afluente do rio Araguaia, consagra-se como área de influência direta da zona urbana e rural do município de Conceição do Araguaia, Pará. Dessa forma, esta pesquisa buscou analisar a qualidade da água dos principais afluentes da sub-bacia. Assim, foi possível verificar que os corpos hídricos denominados São Luís e São Domingos possuem indicativos da presença de algas (fotossíntese, com geração de oxigênio puro), por apresentar valores de temperatura e oxigênio dissolvido superiores à saturação (20 °C e 9,2 mg/L).

Palavras-chave: Análises, Oxigênio Dissolvido, Algas.

INTRODUÇÃO

A água é um bem essencial à vida e ao desenvolvimento econômico-social das nações. Trata-se de um recurso natural renovável que pode tornar-se escasso com o crescimento das populações, das industrias e da agricultura (TUCCI, 1997).

Para Richter (2009) a avaliação da qualidade de uma água para uso humano ou industrial, tratada ou *in natura,* é feita pela determinação de diversos parâmetros físicos, químicos, bacteriológicos e indicativos de contaminação orgânica e biológica.

O oxigênio dissolvido (OD) é de essencial importância para os organismos aeróbios (que vivem na presença de oxigênio). A temperatura é a medição da intensidade de calor. O potencial hidrogeniônico (pH), representa a concentração de

íons hidrogênio H^+, dando uma indicação sobre a condição de acidez, neutralidade ou alcalinidade da água (VON SPERLING, 2007). Turbidez é a propriedade ótica da água que causa a dispersão e absorção de um feixe de luz incidindo em uma amostra, em vez de sua transmissão em linha reta. Pode ser interpretada como uma medida indireta da quantidade de sólidos em suspensão. Quanto ao parâmetro condutividade medido a capacidade da água em conduzir a eletricidade (RICHTER, 2009).

Segundo a resolução do CONAMA 357/2005, as águas doces de classe 1 observarão as seguintes condições: OD, em qualquer amostra, não inferior a 6 mg/L O2; turbidez até 40 unidades nefelométrica de turbidez (UNT) e; pH: 6,0 a 9,0. Por outro lado, a portaria (Ministério da Saúde) MS n.º 518/2004, recomenda-se que, no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5 e turbidez com 5 unidades, sendo o padrão de aceitação para consumo humano.

O objetivo do presente trabalho foi analisar a qualidade da água dos principais afluentes da sub-bacia do córrego São Domingos no município de Conceição do Araguaia, Estado do Pará.

MATERIAL E MÉTODOS

ÁREA DE ESTUDO

A sub-bacia do córrego São Domingos, constitui a área desse estudo (Figura 01), localiza-se na porção sudeste do Estado do Pará englobada no município de Conceição do Araguaia, onde encontra-se consolidada a zona urbana e parte da zona rural deste município. Portanto, está entre as coordenadas UTM 9.080.000 a 9.092.000 N e 680.000 a 694.000 E (COSTA, R.; SILVA, 2012).

O córrego São Domingos é um afluente do rio Araguaia, que por sua vez compõe a bacia Araguaia-Tocantins, a maior bacia hidrográfica com área total em território brasileiro. Além disso, a sub-bacia é composta por diversos tributários, dentre eles estão os principais, São Luís e São Domingos, que nomeia a sub-bacia.

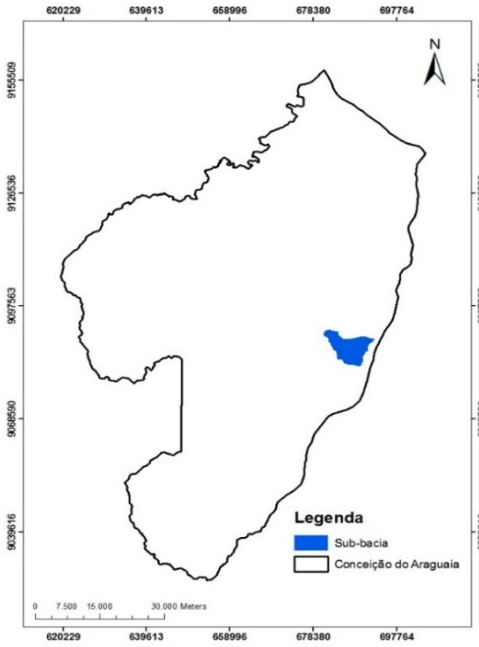


Figura 1: Localização da sub-bacia do córrego São Domingos.

COLETA DE DADOS

As análises foram realizadas em quatro pontos (Figura 02), sendo, dois pontos de análise no córrego São Luís e dois no córrego São Domingos, ocorreram na estação chuvosa (fev./2013) no período da manhã entre os horários 9h às 12h.

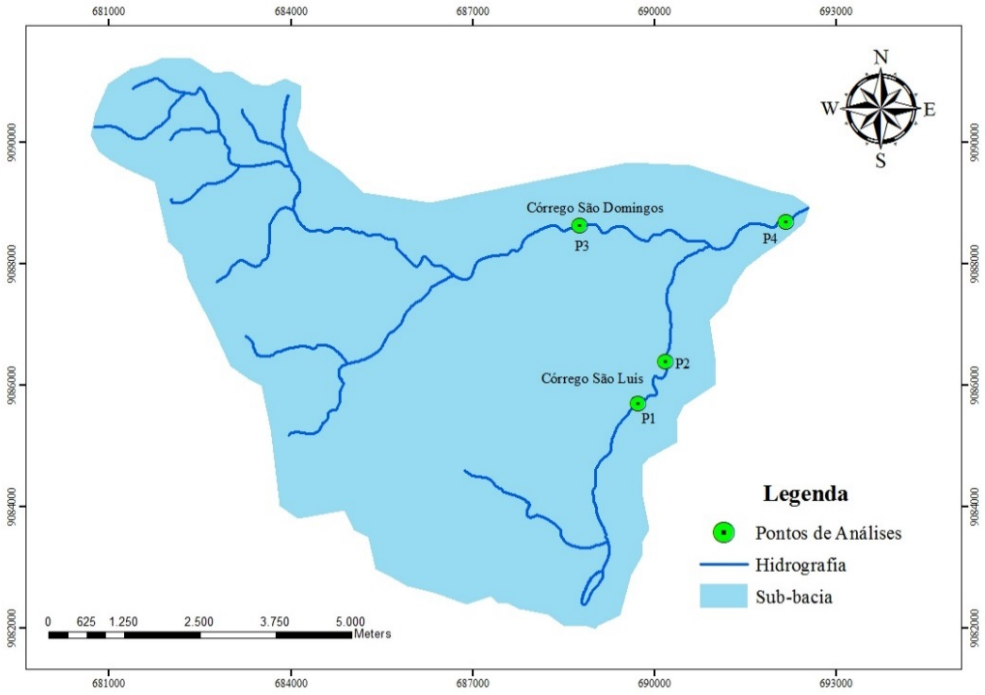


Figura 2: Localização dos pontos de análises da qualidade da água realizadas na sub-bacia do córrego São Domingos.

Foram considerados os seguintes parâmetros físicos e químicos: condutividade, OD, pH, temperatura e turbidez. Desse modo, realizaram-se as análises *in loco* por meio do condutivímetro portátil, medidor portátil de oxigênio dissolvido, pH metro portátil e turbidímetro digital, respectivamente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Realizou-se o levantamento dos parâmetros físicos e químicos da sub-bacia do córrego São Domingos como apresenta a Figura 3.



Figura 3: Análise físicas e químicas *in loco* (sub-bacia do córrego São Domingos).

As análises do córrego São Luís permitiram chegar nos resultados descritos na Tabela 1.

Tabela 1: Resultados das análises do córrego São Luís.

PONTO DE COLETA: P1				
CONDUTIVIDADE	OD	pH	TEMPERATURA	TURBIDEZ
27 µS.cm	12.2 mg/L	6.50	26.3 °C	9.90 NTU
PONTO DE COLETA: P2				
CONDUTIVIDADE	OD	pH	TEMPERATURA	TURBIDEZ
74 µS.cm	12.5 mg/L	6.80	26 °C	27.2 NTU

Com base nos resultados das análises do córrego São Luís é possível verificar que este corpo hídrico apresenta valores de temperatura e oxigênio dissolvido superiores à saturação (20 °C e 9,2 mg/L), sendo o valor observado no P1, temperatura igual à 26.3 °C e OD 12.2 mg/L, além disso, o P2 exibe uma temperatura de 26 °C e OD uma medida de 12.5 mg/L. Conclui-se que possui indicativo da presença de algas (fotossíntese, com geração de oxigênio puro).

Observa-se também, o parâmetro pH que expõe valores menores que 7, estando em condições ácidas, como descrito por von Sperling (2007). A turbidez apresentada no P1 é de 9.90 NTU e no P2 27.2 unidades, estando assim, dentro do limite aceitável para a classe 1 de águas doces, de que trata o resolução 357/05 do CONAMA.

Quanto a condutividade observada nos pontos de análises, é possível mencionar que, o P2 apresenta uma quantidade significativa de íons em relação ao P1, pois exibe uma condutividade maior, com uma diferença de 47 µS.cm.

Já a Tabela 2 apresenta as verificações dos parâmetros analisados no córrego São Domingos.

Tabela 2: Resultados das análises do córrego São Domingos.

PONTO DE COLETA: P3				
CONDUTIVIDADE	OD	pH	TEMPERATURA	TURBIDEZ
12 µS.cm	12.3 mg/L	7.20	26.8 ºC	36 NTU
PONTO DE COLETA: P4				
CONDUTIVIDADE	OD	pH	TEMPERATURA	TURBIDEZ
0.28 µS.cm	12.2 mg/L	7.34	26.6 °C	34.8 NTU

Todavia, o diagnóstico do córrego São Domingos expôs o pH maior que 7, para tanto, apresenta condições básicas. Por outro lado, a temperatura e OD tiveram variações mínimas em comparação com o córrego São Luís, ao passo que, pode-se reafirmar o indicativo da presença de algas, como afirma von Sperling (2007). Do mesmo modo a turbidez do córrego São Domingos assim como do São Luís está incluso no limite da classe 1 disposto na resolução que traz os padrões de corpos d'água.

O córrego São Domingos, em seus pontos analisados, a condutividade é bem inferior aos pontos analisados no córrego São Luís.

De acordo com os padrões de potabilidade da Organização Mundial da Saúde (OMS), apud Richter (2009), para o parâmetro turbidez o valor máximo recomendável é de 1 unidade e o máximo permissível de 5 unidades, por outro lado, o pH sendo o valor máximo recomendável é de 7 a 8,5, enquanto que o máximo permissível seja de 6,5 a 9,2.

CONCLUSÃO

1. Levando em consideração os dados apresentados na resolução do CONAMA 357/2005, para os parâmetros: OD, pH e turbidez, pode-se dizer que, a sub-bacia do córrego São Domingos se enquadra na classe 1 de águas doces.
2. As análises dos parâmetros pH e turbidez realizadas na sub-bacia, se enquadra na portaria 518/2004 do MS quanto ao padrão de aceitação para consumo humano.

AGRADECIMENTOS

Ao Instituto Federal do Pará, Campus Conceição do Araguaia, pela disposição dos equipamentos dos laboratórios de águas e solos para realizar as análises.

Ao Professor José Roberto e Rubens Chaves pelo apoio e incentivo.

REFERÊNCIAS

BRASIL, **Resolução CONAMA n° 357**, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências. Disponível em: <http://www.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf>. Acesso em: 18 jan. 2013.

BRASIL, Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. **Portaria MS n.º 518/2004** / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2005. 28 p. – (Série E. Legislação em Saúde). Disponível em: <http://portal.saude.gov.br/portal/arquivos/pdf/portaria_518_2004.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2013.

COSTA, O. L.; KIONKA, D. C O.; FALEIRO, D. C. C.; KOCH, M. R.; SCHWAMBACH, E.; BERTUZZI, I.; SEIBERT, A. L.; ETHUR, E. M.; OLIVEIRA, E. C.; **Análise da qualidade da água de quatro fontes naturais do Vale do Taquari/RS.** Revista Destaques Acadêmicos, ano 3, n. 4, 2011 - CETEC/UNIVATES. Disponível em: <http://www.univates.br/revistas/index.php/destaques/article/view/247/204>. Acesso em: 25 jan. 2013.

COSTA, R. P.; SILVA, J. M. Estudo de uso e cobertura do solo da sub-bacia do córrego São Domingos, Pará. In: III CONGRESSO BRASILEIRO DE GESTÃO AMBIENTAL. **Anais**... Goiânia – GO, 19 a 22 novembro 2012. IBEAS. Disponível em: <http://www.ibeas.org.br/congresso/Trabalhos2012/XI-020.pdf>. Acesso em: 10 fev. 2013.

RICHTER, C. A. **Água: métodos e tecnologia de tratamento** – São Paulo: Blucher, 2009.

SILVEIRA, M. P. **Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios.** Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, 2004. (Embrapa Meio Ambiente. Documentos, 36). Disponível em:<http://www.cnpma.embrapa.br/download/documentos_36.pdf>. Acesso em: 20 nov. 2011.

TUCCI, C. E. M. **Hidrologia: ciência e aplicações.** 2.ed. Porto Alegre: Editora da Universidade: ABRH, 1997. (Coleção ABRH de Recursos Hídricos; v.4).

VON SPERLING, N. **Estudos e modelagem da qualidade da água de rios** – Belo Horizonte: Departamento de engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais; 2007. 588 p. – (Princípios do tratamento biológico de águas residuárias, v.7).

ÁGUAS DE DIFERENTES SALINIDADES, FONTES E DOSES DE NITROGÊNIO SOBRE OS COMPONENTES DE PRODUÇÃO DO GIRASSOL

Reginaldo Gomes Nobre[1], Welington Bezerra de Sousa[2]*,

Hans Raj Gheyi[3], Adaan Sudário Dias[4]

Resumo – O uso de águas de qualidade inferior na produção agrícola está condicionado à tolerância das culturas e às práticas de manejo da irrigação e adubação, que devem evitar impactos ambientais e consequentes prejuízos às culturas. Desta forma, objetivou-se com este trabalho avaliar a produção do girassol cv. Embrapa 122/V-2000 sob irrigação com água de distintos níveis salinos e adubação com fontes e doses de N, em experimento conduzido em lisímetros sob condições de ambiente protegido no CCTA/UFCG. Utilizou-se o delineamento em blocos inteiramente casualizados em esquema fatorial 2 x 3 x 4, com três repetições, testando-se dois níveis de condutividade elétrica da água - CEa (0,3 e 3,0 dS m^{-1}), três fontes de N (uréia, sulfato de amônio e nitrato de cálcio) e quatro doses de nitrogênio (70; 100; 130 e 160% da dose recomendada para ensaio). O estresse salino provocado pela água de condutividade elétrica de 3,0 dS m^{-1} interfere negativamente no diâmetro de capítulo externo (DCE) e interno (DCI), na massa de sementes viáveis (MSemV) e no número de sementes por capítulo (NSemT) de plantas da cv. Embrapa 122/V-2000 sendo a MSemV e o NSemT as variáveis mais sensíveis; os maiores valores do DCE, DCI e NSemT foram obtidos, respectivamente, com doses de N de 106, 104 e 108%; A interação entre os fatores estudados não promoveram efeito significativo para nenhuma variável analisada.

Palavras-chave: *Helianthus annuus* L., Estresse salino, Nutrição mineral

INTRODUÇÃO

A exploração dos recursos hídricos de boa qualidade tem sido intensificada em todo o mundo, principalmente devido à necessidade de expansão das áreas agrícolas, influenciada pelo crescimento populacional mundial, e com isso, surge a necessidade do uso de águas consideradas de qualidade inferior (AYERS e WESTCOT, 1999)

*Autor correspondente
[1] Engenheiro Agrônomo, Prof. do CCTA/UAGRA/UFCG, Pombal - PB, rgomesnobre@pq.cnpq.br;
[2] Biólogo, Pós-graduando em Sistemas Agroindustriais CCTA/UFCG, Pombal - PB, welingtonbezerra@yahoo.com.br;
[3] Prof. Visitante Nacional Sênior, UFRB, Cruz das Almas - BA. hans@pq.cnpq.br.
[4] Graduando em Agronomia, UAGRA/CCTA/UFCG, Pombal – PB, sudario_dias@hotmail.com

principalmente nas regiões áridas e semiáridas, que constantemente apresentam além de baixas precipitações, as mesmas ocorrem de forma irregular. No Nordeste brasileiro, a maior parte das águas utilizadas na irrigação contém teores relativamente elevados de sais, sendo frequentemente encontrados valores da ordem de 0,2 a 5,0 dS m^{-1} (AUDRY & SUASSUNA, 1995). Nesse sentido, o uso da água salina na irrigação deve ser considerado uma alternativa importante na utilização dos recursos naturais escassos, como a água (RHOADES et al., 2000).

O manejo eficiente na condução de cultivos é essencial para a preservação ambiental e das culturas exploradas, pois altos teores salinos no solo, provenientes da água de irrigação, além de reduzir o potencial osmótico, podem provocar efeitos tóxicos nas plantas, causando distúrbios funcionais e injúrias no metabolismo (SILVA et al., 2003). Entretanto, tais efeitos dependem de outros fatores, como espécie, cultivar, estádio fenológico, características dos sais, intensidade e duração do estresse salino, manejo cultural, da irrigação e condições edafoclimáticas (ASHRAF e HARRIS, 2004).

Outro fator ambiental importante é a nutrição mineral, sendo o nitrogênio exigido em maiores quantidades pelas culturas. No tocante a cultura do girassol (*Helianthus annuus* L.), este desempenha importante função no metabolismo e na nutrição, e a sua deficiência causa a desordem nutricional e quando em excesso ocasiona decréscimo na porcentagem de óleo (BISCARO et al., 2008). Grande parte das fontes de N disponíveis no mercado são sais, podendo aumentar a condutividade elétrica do solo (SANGOI et al., 2009). Assim, atenção especial deve ser dada à escolha da fonte de N, pois cada fertilizante apresenta um índice salino, principalmente quando o uso de água salina é inevitável. Entretanto, pesquisas têm demonstrado que o acúmulo desse nutriente na planta eleva a capacidade de ajustamento osmótico à salinidade (SILVA et al., 2008).

O girassol é uma oleaginosa pertencente à família *Asteraceae* e que vem despertando atenção especial em todo o mundo, pois além da produção de grãos, está sendo largamente cultivada objetivando o fornecimento de matéria-prima para a indústria alimentícia e com potencial capaz de fomentar o programa Biodiesel no Brasil (SANTOS JÚNIOR et al., 2011).

Esta pesquisa objetivou avaliar a produção de girassol quando submetido à irrigação com águas salinas e adubada com distintas fontes e doses de N.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida entre maio e agosto de 2012, em lisímetros sob condições de casa de vegetação no Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar (CCTA) da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG), Pombal-PB.

Adotou-se o delineamento experimental em blocos inteiramente casualizados, arranjado em esquema fatorial 2 x 3 x 4, com três repetições, cujos tratamentos consistiram de dois níveis de condutividade elétrica da água de irrigação - CEa (S_1 - 0,3 e S_2 - 3,0 dS m^{-1}), três fontes de nitrogênio (uréia, sulfato de amônio e nitrato de cálcio) e de quatro doses de adubação nitrogenada (N_1- 40, N_2 - 80, N_3 - 120 e N_4 – 160% da dose recomendada (100 mg kg^{-1}) para ensaios conforme Novais et al., (1991)). A águas com CEa de 3,0 dS m^{-1} foi preparada mediante adição de cloreto de sódio à água do sistema de abastecimento local (0,3 dS m^{-1}) cuja quantidade (Q) foi determinada pela equação Q (mg L^{-1}) = CEa x 640, conforme Rhoades et al. (2000), onde CEa (dS m^{-1}) representa o valor desejado de salinidade da água. Estudou-se a CEa de 3,0 dS m^{-1} por ser um nível frequentemente encontrado nas águas da região semiárida nordestina e devido ter sido constatado em ensaios anteriores que este valor proporcionou redução de produção de 50%.

Usou-se a cultivar de girassol Embrapa 122/V-2000 onde segundo Embrapa (2006) este material genético se destaca pela precocidade, produtividade, qualidade e teor de óleo nos aquênios. As sementes foram cedidas pela Embrapa Algodão.

Utilizaram-se neste trabalho, lisímetros de drenagem de 18 L de capacidade, preenchidos com 0,5 kg de brita e 1 kg de cascalho os quais cobriam a base, mais 13 Kg de material de solo (tipo areia franca) não salino e não sódico, devidamente destorroado e proveniente de Pombal-PB; para completar o volume do lisímetro, colocou-se 4 kg do material de solo mais adição de 3% do peso do vaso cheio, contendo esterco bovino curtido (6,3 g de N kg^{-1}, 1,28 g de P kg^{-1} e 0,53 g de K kg^{-1}). Os vasos possuíam furos na base para permitir o acompanhamento do volume drenado e estimativa do consumo de água pela cultura, Os vasos foram dispostos em fileira dupla espaçadas de 0,9 m entre fileiras duplas, 0,6 m entre fileiras simples e 0,2 m entre vasos dentro da fileira

O material de solo após ser acondicionado nos vasos foi colocado em capacidade de campo, usando as distintas águas conforme tratamentos.

O fator adubação nitrogenada foi parcelado em 4 vezes, sendo 1/4 aplicado em fundação e os 3/4 divididos em 3 aplicações via fertirrigação aos 15, 30 e 45 dias após a

semeadura (DAS), onde para a uréia aplicou-se 0,27 (N_1), 0,53 (N_2), 0,80 (N_3) e 1,07 g/vaso (N_4), para o sulfato de amônio 0,57 (N_1), 1,14 (N_2), 1,71 (N_3) e 2,29 g/vaso (N_4) e para o nitrato de cálcio 1,03 (N_1), 2,05 (N_2), 3,08 (N_3) e 4,10 g/vaso (N_4). A adubação potássica e fosfatada foi aplicada de acordo com a análise química do solo, seguindo a necessidade nutricional da cultura para condição de cultivo em vaso. Visando obter equilíbrio nutricional entre as distintas fontes foi utilizado sulfato de potássio (K_2SO_4) nos tratamentos contendo uréia e nitrato de cálcio, e cloreto de potássio (KCl) nos que continham sulfato de amônio, sendo estes aplicados em cova de 5 cm de profundidade e 10 cm de distância do colo da planta.

O semeio foi realizado no dia 23 de maio de 2012, com 7 sementes por vaso a 2 cm de profundidade e distribuídas de forma equidistante. A emergência das plântulas teve inicio no 3º DAS e continuou até o 13º DAS. Aos 15 DAS realizou-se o primeiro desbaste, deixando-se apenas três plantas por vaso, as de melhor vigor e aos 25 e 35 DAS realizou-se novos desbastes onde se eliminou em cada um, uma planta por vaso.

Após a semeadura, fez-se irrigação diariamente, aplicando-se em cada vaso, água dos respectivos tratamentos tomando como base o balanço hídrico, acrescido de aproximadamente 10% de fração de lixiviação.

No momento em que as plantas atingiam o estádio fenológico R_5 (CONNOR e HALL, 1997), ou seja, inflorescência completamente aberta, situação esta iniciada aos 56 DAS, avaliaram-se o diâmetro de capítulo externo (DCE) e interno (DCI), e a partir dos 89 DAS, ocasião da colheita, ou seja, estádio R_9 (capítulo inclinado para baixo, com dorso e brácteas com coloração entre amarelo e castanho) determinou-se a massa de sementes viáveis (MSemV) e o número de sementes por totais por capítulo (NSemT) de planta de girassol. Os aquênios de cada capítulo foram debulhados manualmente e, posteriormente, separados em aquênios granados e não granados. Consideraram-se aquênios não granados aqueles que não se desenvolveram, observando-se apenas o pericarpo dos frutos. Posteriormente, e utilizando os aquênios de aparência normal, efetuou-se a determinação da MSemV e do NSemT.

Os dados obtidos foram avaliados mediante análise de variância pelo teste ‘F’ ao nível de 0,05 e 0,01 de probabilidade e nos casos de significância, realizou-se análise de regressão polinomial para o fator doses de N; os fatores salinidade da água de irrigação

e fontes de N foram avaliados conforme o teste de Tukey, utilizando-se em todas as análises do software estatístico SISVAR-ESAL (FERREIRA, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir dos resultados do teste F dos dados constatou-se não haver efeito na interação entre os fatores estudados (salinidade da água de irrigação, fontes e doses de nitrogênio) para nenhuma variável analisada, denotando comportamento semelhante das fontes e doses de N dentro da salinidade da água; e as distintas fontes de N também não influenciaram significativamente o DCE, o DCI, a MSemV e o NSemT.

Verifica-se (Figura 1A e 1B) que o incremento da salinidade da água de irrigação afetou significativamente ($p < 0,01$) e de forma negativa o diâmetro de capítulo externo e interno, a massa de sementes viáveis e o número de sementes por capítulo de plantas de girassol ocorrendo redução do DCE de 30,27% (6,1 cm), do DCI de 33,52% (2,4 cm), da MSemV de 90,30% (5,4 g) e do NSemT de 71,28% (376 sementes) das plantas irrigadas com água de 3,0 dS m^{-1} em relação à sob CEa de 0,3 dS m^{-1}. Denota-se que o acúmulo de sais no solo diminuiu o potencial osmótico e a disponibilidade de água para plantas afetando o desenvolvimento dos componentes de produção do girassol (SILVA et al., 2009). Outrossim, plantas sob estresse salino tendem a apresentar toxicidade iônica, desequilíbrio nutricional ou ambos, em função da acumulação em excesso de determinados íons nos tecidos vegetais (FLOWERS, 2004). Conforme o mesmo autor, as plantas sob estresse tendem a fechar os estômatos para reduzir as perdas de água por transpiração, resultando em menor taxa fotossintética, e contribuindo para redução do crescimento e produção das espécies.

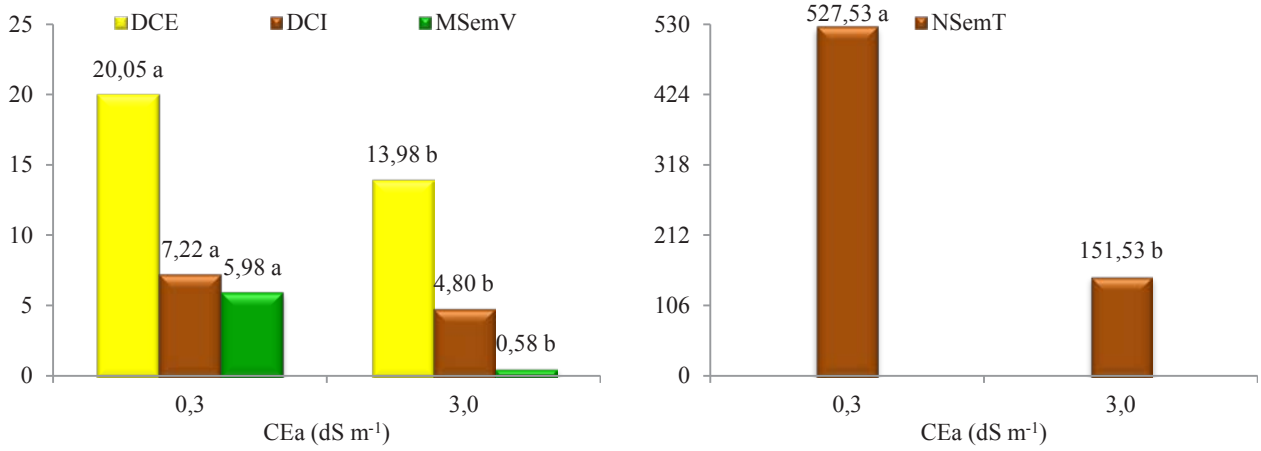
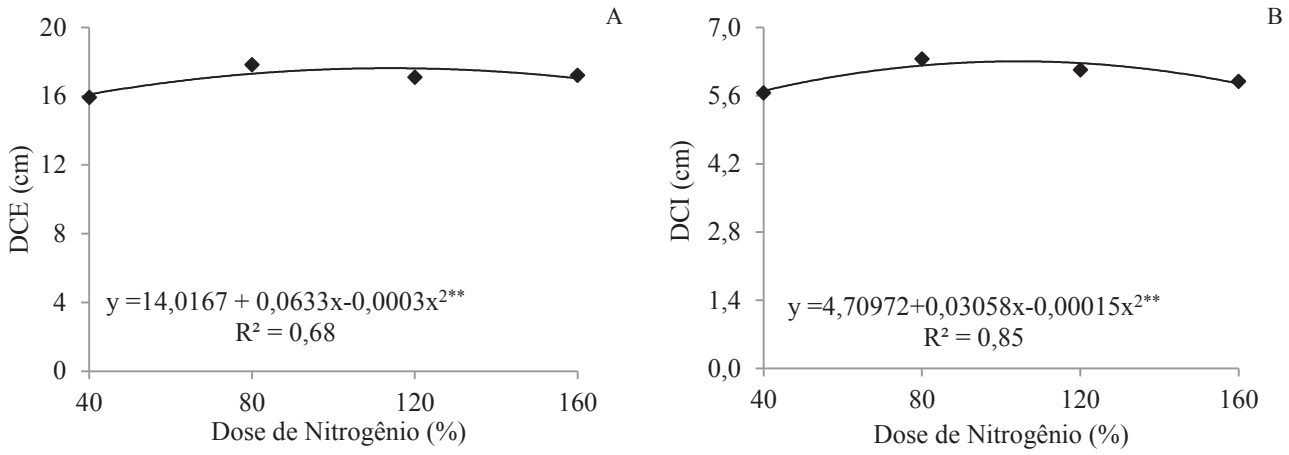


Figura 1 – Diâmetro de capítulo externo – DCE (em cm), interno – DCI (em cm), massa de sementes viáveis – MsemV (em g) (A) e número de sementes totais por capítulo - NSemT (B) de girassol em função da condutividade elétrica da água de irrigação - CEa

Em relação ao fator doses de N, constata-se efeito significativo sobre diâmetro de capítulo externo, interno e número de sementes por capítulo de girassol e, de acordo com as equações de regressão (Figura 2) vê-se efeito quadrático cujos maiores valores de DCE (17,36 cm) (Figura 2A), DCI (6,27 cm) (Figura 2B) e NSemT (408,24 sementes) (Figura 2C) foram obtidos respectivamente com doses de N de 106, 104 e 108%, já os menores valores para estas variáveis foram obtidos com doses de 40 e 160%. Segundo Fageria e Baligar (2006) o N é o nutriente mais limitante para muitas culturas no mundo, e o seu uso eficiente é de extrema importância econômica para os sistemas de produção. Além do mais, a dinâmica natural do N e a perda deste no sistema solo-planta criam um desafio único para seu correto manejo, pois elevados teores de N podem proporcionar desbalanço nutricional no solo e, em consequência, afeta crescimento e produção da cultura (OLIVEIRA et al., 2009) e, quando em déficit, bloqueia a síntese de citocinina, hormônio responsável pelo crescimento de plantas e consequentemente redução da produção econômica (MENGEL e KIRKBY, 1987).



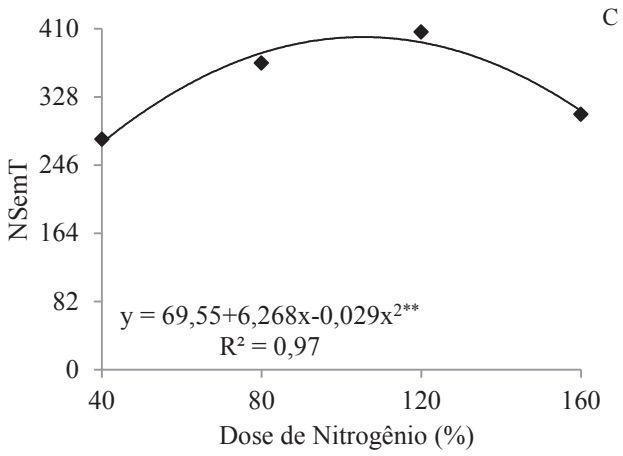


Figura 2 – Diâmetro de capítulo externo – DCE (A), interno – DCI (B) e número de sementes totais por capítulo – NSemT (C) de girassol em função das doses de nitrogênio

Segundo Biscaro et al. (2008) ao estudarem a aplicação parcelada de N em cobertura (0 a 80 kg ha^{-1}) sobre a cultura do girassol em condição de campo, obtiveram incremento em variáveis de crescimento e de produção até certa quantidade de N aplicado, sendo alcançando com a dose de 55 kg ha^{-1} de N a máxima eficiência para produção.

CONCLUSÕES

O estresse salino provocado pela água de condutividade elétrica de 3,0 dS m^{-1} interfere negativamente no diâmetro de capítulo externo e interno, na massa de sementes viáveis e no número de sementes por capítulo de plantas de girassol cv. Embrapa 122/V-2000, sendo a MSemV e o NSemT as variáveis mais sensíveis; os maiores valores do DCE, DCI e NSemT foram obtidos, respectivamente, com doses de N de 106, 104 e 108%; A interação entre os fatores estudados não promoveram efeito significativo para nenhuma variável analisada.

REFERÊNCIAS

ASHRAF M. & HARRIS, P.J.C. Potential biochemical indicators of salinity tolerance in plants. **Plant Science**, v.166, n.1, p.3-16, 2004.

AUDRY, P.; SUASSUNA, J. **A salinidade das águas disponíveis para a pequena irrigação no sertão do Nordeste: caracterização, variação sazonal, limitação do uso.** Recife: CNPq, 1995. 128p.

AYERS, R.S.; WESTCOT, D.W. **A qualidade da água na agricultura**. 2.ed. Campina Grande: UFPB. 1999, 218p. (Estudos da FAO, Irrigação e Drenagem, 29 revisado 1).

BISCARO, G.A.; MACHADO, J.R.; TOSTA, M.S.; MENDONÇA, V.; SORATTO, R.P.; CARVALHO, L.A. Adubação nitrogenada em cobertura no girassol irrigado nas condições de Cassilândia - MS. **Ciência e Agrotecnologia**, v.32, n.5, p.1366-1373, 2008.

CONNOR, J. D.; HALL, A. J. Sunflower physiology. In: SCHNEIDER, A. A. (Ed.). **Sunflower technology and production**. Madison: ASA/CSSA/SSSA, 1997. p.113-181. (Series of monographs, 35).

EMBRAPA - Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Girassol Embrapa 122/V-2000**. Londrina, 2006. (Folder n. 04/2006).

FAGERIA, N. K.; BALIGAR, V. C. Enchancing nitrogen use efficiency in crop plants. **Advances in Agronomy**, n.88, p. 97-185, 2006.

FERREIRA, D. F. SISVAR 4,6 - **programa de análise estatística**. Lavras: Universidade Federal de Lavras, 2003. 1 CD-ROM.

FLOWERS, T. J. Improving crop salt tolerance. **Journal of Experimental Botany**, v.55, n. 396, p. 307-319, 2004.

MENGEL, K.; KIRKBY, E. A. **Principles of plant nutrition**. 5. ed. Dordrecht: Kluwer Academic Publishers, 1987. 849p.

NOVAIS, R. F.; NEVES J. C. L.; BARROS N. F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA A. J. (ed) **Métodos de pesquisa em fertilidade do solo.** Brasília: Embrapa-SEA. p. 189-253. 1991.

OLIVEIRA, F.A. de; OLIVEIRA FILHO, A.F. de; MEDEIROS, J.F. de; ALMEIDA JUNIOR, A.B.; LINHARES, P.C.F. Desenvolvimento inicial da mamoneira sob diferentes fontes e doses de matéria orgânica. **Revista Caatinga**, v.22, n.1, p. 206- 211, 2009

RHOADES, J. D.; KANDIAH, A.; MASHALI, A. M. **Uso de águas salinas para produção agrícola**. UFPB, 2000, 117p. Estudos da FAO, Irrigação e Drenagem, 48, revisado.

SANGOI, L.; ERNANI, P.R.; BIANCHET, P. Desenvolvimento inicial do milho em função de doses e fontes de nitrogênio aplicadas na semeadura. **Biotemas**, v.22, n.4, p.53-58, 2009.

SANTOS JÚNIOR, J. A.; GHEYI, H. R.; GUEDES FILHO, D. H.; DIAS, N. da S.; SOARES, F. A. L. Cultivo de girassol em sistema hidropônico sob diferentes níveis de salinidade. **Revista Ciência Agronômica**, v.42, p.842-849, 2011.

SILVA, A.G.; PIRES, R.; MORÃES, E.B.; OLIVEIRA, A.C.B.; CARVALHO, C.G.P. Desempenho de híbridos de girassol em espaçamentos reduzidos. **Semina: Ciências Agrárias**, v.30, n.1, p.31-38, 2009.

SILVA, E. C.; NOGUEIRA, R. J. M. C.; ARAÚJO, F. P.; MELO, N. F.; AZEVEDO NETO, A. D. Physiological responses to salt stress in young umbu plants. **Environmental and Experimental Botany**, v. 63, p. 147-157, 2008.

SILVA, J. V.; LACERDA, C.F. de; COSTA, P.H.A. da; ENÉAS FILHO, J.; GOMES FILHO, E.; PRISCO, J.T. Physiological responses of NaCl stressed cowpea plants grown in nutrient solution supplemented with $CaCl_2$. **Brazilian Journal of Plant Physiology**, v.15, p.99-105, 2003.

IMPORTANCIA E USOS MULTIPLOS DAS NASCENTES DE ÁGUA DOCE DE JUCURUTU/RN[1]

[1] Parte da monografia de conclusão de curso de graduação em Geografia (Bacharelado), defendida por Renata Régis da Silva em dezembro de 2012, UFRN.

Renata Régis da Silva[1], Abraão José Azevedo dos Santos [2], Rebecca Luna Lucena[3].

[1]Bacharel em Geografia e graduanda em Geografia (licenciatura) pela UFRN e-mail: renataregis34@yahoo.com.br, [2]Graduando do curso de Geografia bacharelado UFRN e-mail: abraaodsantos@hotmail.com, [3]Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente - UFPB e professora do curso de Geografia da UFRN e-mail: rebeccaosvaldo@yahoo.com.br.

Resumo

O semiárido nordestino é uma região onde as condições climáticas são severas no sentido que os índices de evaporação chegam a ser três vezes maior que os de precipitação, e ocorrem secas prolongadas. No contexto do semiárido nordestino, a procura de água doce aumenta continuamente ao ritmo do crescimento populacional, tornando-se um desafio diário para a população de alguns pontos específicos a obtenção de água em quantidade e de boa qualidade. Este trabalho traz informações sobre a importância que deve ser dada aos recursos hídricos, em particular às nascentes de água doce, localizadas na Fazenda Lagoa, município de Jucurutu, região semiárida do estado do Rio Grande do Norte, focando nos seus usos múltiplos. Portanto, o nosso objetivo principal foi identificar as nascentes de água doce na Serra da Lagoa, município de Jucurutu – RN e investigar sobre a sua importância para a comunidade local. No sopé da serra da Lagoa no sentido oeste, foram identificadas três nascentes de água, sendo todas de água doce. Descobriu-se que os habitantes locais utilizam estas nascentes para diversas atividades diariamente, sendo as mesmas, importantes fontes de água fornecedora deste precioso bem nos períodos de seca, uma vez que elas são perenes.

Palavras-chave: Semiárido nordestino, nascentes de água doce, Jucurutu/RN.

INTRODUÇÃO

Nos dias atuais, a falta de água em quantidade e de boa qualidade é um dos principais problemas existentes no mundo e, por conseguinte, no semiárido nordestino, região especialmente vulnerável a falta de água pela diminuição do seu estoque durante os períodos de estiagem prolongada (REBOUÇAS 2004).

Com o constante aumento da população mundial, aumenta também a demanda por água de boa qualidade, principalmente para o consumo humano, pois a qualidade da água é elemento central de todos os papéis que este recurso desempenha em nossas vidas. Neste caso, uma nascente de água de boa qualidade é essencial para suprir a necessidade das pessoas e de outros seres vivos de uma determinada localidade.

Para tanto, além da qualidade da água, é essencial que ela venha a ter boa distribuição no tempo, ou seja, que prevaleça durante todo o ano, e afirmar que o desenvolvimento socioambiental de qualquer localidade e ainda, da vida e sua diversidade, dependem seguramente de suprimento de água permanente em quantidade necessária e de boa qualidade.

Nesse sentido, o presente trabalho irá discutir a importância das nascentes de água doce para a população, o valor da preservação dessas nascentes em especial nas regiões semiáridas do Seridó norte-rio-grandense, focalizando nas nascentes ou olhos d'água localizados na Fazenda Lagoa, município de Jucurutu/RN, avaliando sua importância para a população local e os usos múltiplos realizados. Por último, serão elencadas experiências sobre os meios de como preservá-las, para que elas não venham a secar devido às ações humanas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Com vista em alcançar os objetivos proposto foram realizados no processo metodológico, o levantamento bibliográfico sobre o tema do estudo com uso de trabalhos científicos, livros, resoluções, como também dados adquiridos através do Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente (IDEMA, 2012).

Posteriormente foi realizada a pesquisa cartográfica através da leitura e interpretação de mapas temáticos do estado do Rio Grande do Norte, destacando as características socioambientais do município de Jucurutu.

Trabalhos de campo foram realizados. Foram visitados os locais das nascentes de ar doce no sopé da serra da Lagoa na Fazenda Lagoa em Jucurutu. Nestes pontos foram realizadas anotações sobre as características geográficas predominantes na paisagem, foram elaboradas fotografias e coletada amostra de água das nascentes para a análise sensitiva segundo as normas do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 357/2005).

Em campo, também foram realizadas entrevistas por meio de questionário, aplicado com os moradores locais, no intuito de obter informações acerca do acesso da água da nascente, seus múltiplos usos e sua importância para a comunidade.

LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO

Jucurutu segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), está na Microrregião do Vale do Açu com uma área de 933,72 km², equivalente a 1,81% da superfície estadual. A sede encontra-se a uma distância em relação à capital de 262 km, apresenta, segundo o censo de 2010, população de 17.692 mil habitantes com ligeira predominância do sexo masculino, existe um desequilíbrio na distribuição da população nas áreas urbanas e rural, pois são 10.567 na zona urbana e 7.125 na rural (IBGE, 2012).

Limita-se ao Norte com Assú, Triunfo Potiguar e São Rafael e ao Sul com Caicó, São Fernando e Jardim de Piranhas. Ao Leste com Santana do Matos, Florânia e São Rafael a Oeste com Paraíba, Jardim de Piranhas e Triunfo Potiguar.



Figura 1: localização do município de Jucurutu e da Serra da Lagoa com as coordenadas geográficas.

O município tem clima quente com chuvas irregulares e escassas, como está na área do polígono das secas, o semiárido é o clima que caracteriza o município (IDEMA, 2012). O solo encontrado no município de Jucurutu é em geral pobre. A falta de chuva, as altas temperaturas e as formações geológicas fazem com que o solo se apresente raso e muito pedregoso (IDEMA, 2012). O relevo tem altitude de 100 a 200 metros, situado na Depressão Sertaneja, com terrenos baixos entre as partes altas do Planalto da Borborema.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização das nascentes de água de Jucurutu

A nascente em questão está localizada na serra da Lagoa no município de Jucurutu-RN. Esse tipo de nascente é classificada como nascente de encosta, a vegetação ao seu entorno é composta por plantas típicas da Caatinga, como a jurema-preta, mufumbo, juazeiro e outras plantas de pequeno porte. Apesar de estar em uma encosta de uma formação rochosa, no local da nascente o solo se apresenta com textura arenosa.

Para proteger a água da nascente foi construído um tanque de alvenaria, no intuito de abrigar a água que aflora na encosta (Figura 02). Desse tanque existe uma tubulação a qual a água escoa para outro tanque construído mais abaixo, de onde, a população local e circunvizinha capta a água para consumo.



Figura 02: Construção de alvenaria na nascente.

A qualidade da água é definida por sua composição química, física e bacteriológica (ESTEVES, 1988). As características desejáveis dela dependem de sua utilização. Para o consumo humano, há necessidade de água cristalina, livre de cor, gosto, odor, ou qualquer substância que possa produzir efeito fisiológico prejudicial à saúde do homem, denominada de água potável (LIMA, 2001). Logo, a qualidade da água dependerá do uso a que ela se destina e é analisada por um conjunto de parâmetros determinados por uma série de análises físicas, químicas e biológicas, feitas *in loco* ou em laboratório (BRANCO, 2003).

A água da nascente da Fazenda Lagoa em Jucurutu apresenta características de água potável: insípido (sem gosto), inodoro (sem cheiro) e incolor (sem cor). Estas características são muito importantes, pois com esse padrão ela se torna mais apropriada para o consumo humano (Figura 03). Apesar de essas características apontarem para uma água de boa qualidade, ainda existe a necessidade de se realizar testes químicos e microbiológicos em amostras de água dessas nascentes.



Figura 03: Aspecto da água da nascente da Serra da Lagoa.

De acordo com a resolução do CONAMA, as águas doces destinadas ao abastecimento sem tratamento prévio ou com tratamento do tipo simplificado, deverão atender as seguintes condições e padrões: não verificação de efeito toxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio eco toxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido; materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes; óleos e graxas: virtualmente ausentes; substancias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausente (CONAMA, 2011).

Usos múltiplos da água e percepção dos habitantes locais

Na Fazenda Lagoa, onde se encontra a nascente em estudo, não há atividades agrícolas nem mineradoras, entretanto existe a presença de animais, bovinos e ovinos, com pouca frequência.

Para manter a boa característica da água da nascente é feita a limpeza do tanque sempre que necessário pela população local, retirando algumas plantas aquáticas ou raízes que crescem dentro dele, as quais possam causar alguma alteração na qualidade da água. Também é preservada a vegetação em torno da nascente, pois a importância da vegetação faz com que a água que cai da chuva infiltre-se no subsolo. Sobre essa preservação, através do questionário aplicado, foi possível notar que os habitantes da

localidade sabem de sua importância, já que a nascente representa vida em todos os aspectos para todos que usufruem de suas águas.

Geralmente a água da nascente é usada apenas para as pessoas beberem e para a dessedentação de animais, principalmente por se tratar de uma água de boa qualidade e com aspecto de água cristalino apropriada para o consumo humano. Quem consome dessa água respondeu que nunca houve caso de doenças na região relacionada à mesma e que crianças, jovens, adultos, idosos e animais que a utilizam são perfeitamente saudáveis. Não há registro que comprove alguma doença provocada pelo seu consumo.

Apesar de situada em propriedade particular, o proprietário nunca negou que as pessoas utilizassem a água da nascente, nem tampouco a vende. A única exigência que ele faz questão de dar é a devida autorização para o manuseio da água. Assim, construiu um tanque de alvenaria no local onde há o afloramento das águas, no intuito de proteger a saída do fluxo da água evitando que por algum motivo possa ser perdida.

CONCLUSÃO

De acordo com os dados apresentados neste trabalho e com os objetivos propostos, pode-se concluir que a preservação das nascentes de água doce na Fazenda da Lagoa é de grande importância, uma vez que sempre supriu as necessidades das pessoas localizadas em seu entorno, fornecendo água de boa qualidade para a população local. É importante ter em mente que os recursos naturais precisam e devem ser cuidado com todo carinho, em especial, os recursos hídricos do nosso planeta. Nesta perspectiva, essas são as propostas e sugestões para preservar as nascentes de água em geral, e em especial a da serra da Lagoa em Jucurutu-RN:

1. Preservar toda a vegetação da serra e do entorno da nascente;
2. Preservar os solos da serra da Lagoa;
3. Controlar a demanda por água da nascente por parte dos habitantes locais;
4. Controlar o acesso a nascentes por parte dos animais;
5. Não despejar qualquer substancia tóxica ou poluente nas proximidades da nascente;
6. Passar, por meio de conversas e práticas educativas, a importância da preservação destas nascentes para as gerações mais novas.

A preservação depende necessariamente da conscientização que todos devem ter, porque apenas usufruir, sem dar nada em troca, é perecer sabendo o porquê de tê-lo feito.

REFERÊNCIAS

BRANCO, Samuel Murgel. **Água:** origem, uso e preservação. 2ª ed. Moderna, São Paulo, 2003.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução número 357/2005.** Disponível em: http//www.mma.gov.br. Acesso em: 20 dez. 2011.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Inter ciência: FINEP, 1988.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Estados.** Disponível em: http://www.ibge.gov.br/ Acesso em 15 de Abril de 2012.

IDEMA -Instituto de Desenvolvimento Sustentável e do meio ambiente. **Aspectos físicos do RN.** Disponível em: http://www.idema.rn.gov.br Acesso em 15 de abril de 2012.

LIMA, Jorge E. F. W. **Recursos Hídricos no Brasil e no mundo.** Planaltina, DF: Embrapa, 2001.

REBOUÇAS, Aldo. **Uso inteligente da água.** São Paulo: Escrituras Editora, 2004.

SILVA, Wilson Francisco. **Determinação da carga de Material em suspensão no Rio São Francisco:** Ano Hidrológico2007; Monografia do curso de Geografia Bacharelado da UFAL. Disponível em: www.inct-tmcocean.com.br. Acesso em 26 de abril de 2012.

CULTIVO DE MICROALGA EM MEIO COM VARIAÇÃO DE NUTRIENTE

[1]Renato Teixeira Moreira, [2]Anderson Alan da Cruz Coêlho, [3]Leonardo Freitas Galvão de Albuquerque, [4]Wladimir Ronald Lobo Farias.

[1]Professor Efetivo do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do estado do Ceará – IFCE *campus* Morada Nova, Av. Santos Dumont, s/n, Júlia Santiago, CEP: 62940-000, Morada Nova-Ce, renato.teixeira@ifce.edu.br; Doutorando em Engenharia de Pesca na Universidade Federal do Ceará – UFC, bolsista CAPES.
[2]Professor Efetivo do IFCE, *Campus* Morada Nova-Ce, anderson.coelho@ifce.edu.br; Doutorando em Ciências Marinhas Tropicais na Universidade Federal do Ceará – UFC.
[3]Professor Efetivo do IFCE, *Campus* Morada Nova-Ce, leonardo.freitas@ifce.edu.br.
[4]Professor Adjunto do Departamento de Engenharia de Pesca na Universidade Federal do Ceará – UFC, Av. Mister Hull, s/n, Campus do Pici, Fortaleza-Ce, wladimir@ufc.br.

Resumo

As microalgas são importantes para o ambiente por se constituírem como importante elo na cadeia trófica dos animais aquáticos, podendo ser ainda utilizadas como bioindicadores e regular os teores de nutrientes na coluna d'água. O presente trabalho teve por objetivo avaliar o desenvolvimento da microalga diatomácea *Thalassiosira fluviatilis* nos meios de cultivo Conway e Guilard f/2, com diferentes concentrações de silicato de sódio. Os cultivos foram monitorados através da contagem direta das células em câmara de Neubauer e da absorbância da cultura a 700 nm, utilizando um espectrofotômetro. O melhor resultado foi obtido com o meio Conway, utilizando uma baixa concentração de silicato de sódio, seguido do meio Guilard na mesma concentração de silicato. Quando os cultivos foram realizados com o dobro da concentração de silicato de sódio, apresentaram um desenvolvimento letárgico e bastante curto, resultando na formação de muito material precipitado, células despigmentadas, levando à morte das culturas. Desta forma, as elevadas concentrações de silicato de sódio inibem o crescimento algal em culturas de *T. fluviatilis*.

Palavras-chave: diatomácea, silicato de sódio, Thalassiosira fluviatilis.

1. INTRODUÇÃO

As microalgas são utilizadas como bioindicadores, ajudando a dar informações sobre o nível de eutrofização de corpos d'água, e estudos mostram que variáveis ambientais, tais como, a proporção entre nitrogênio e fósforo, salinidade e o movimento da água influenciam no desenvolvimento desses microorganismos (TROBAJO et al., 2004).

A luz e a concentração de nutrientes são fatores que limitam o crescimento das algas. A intensidade de luz e a duração do fotoperíodo regulam o suprimento de energia para a fotossíntese e a concentração de nutrientes influi diretamente na constituição estrutural das células (SIPAÚBA-TAVARES; ROCHA, 2001).

Uma escassez de nutrientes no ambiente de cultivo também pode causar danos ao crescimento das microalgas. A concentração de um desses importantes compostos, o nitrato, foi avaliada por LI et al. (2005), durante treze dias de cultivo da microalga *Pavlova viridis*. De acordo com os resultados, esta microalga marinha apresentou um baixo desenvolvimento quando cultivada em baixas concentrações de nitrato (0-0,12 mM). Os autores observaram ainda uma influência no teor de ácidos graxos das células, de forma que a taxa de lipídeos aumentou em 7,2% do peso seco quando a concentração de nitrato caiu de 6,2 para 0 mM. Por outro lado, o nível máximo de proteína foi encontrado no 7º dia de cultivo, quando foi utilizada uma concentração de 6,2 mM de nitrato.

NISHIKAWA; HORI (2004) avaliaram os efeitos das fontes de nitrogênio, fósforo e sílica no crescimento da diatomácea *Eucampia zodiacus*, uma microalga responsável pelo branqueamento dos talos da macroalga *Porphyra* sp., cultivada no Japão. Os autores mostraram que a microalga foi capaz de crescer bem utilizando nitrato, nitrito, amônia e glutamina como fontes de nitrogênio, no entanto ácido úrico, uréia e aminoácidos não foram bem utilizados pela diatomácea. Além disso, a microalga foi capaz de utilizar uma grande variedade de compostos orgânicos e inorgânicos de fósforo.

A sílica é um nutriente essencial para o desenvolvimento de diatomáceas, as quais o incorporam em suas paredes celulares para formação de suas valvas. PENNA et al. (2004) utilizaram duas diferentes fontes de sílica para o desenvolvimento de diatomáceas, sendo uma biogênica (espículas de esponjas) e uma outra de origem mineral (areia de quartzo). Os autores demonstraram que a sílica de origem mineral foi mais assimilada pelas diatomáceas

Cylindrotheca fusiformis, *Navicula* sp. e *S. costatum*, quando comparada com a de origem animal. Desta forma, no ambiente natural, as fontes minerais também devem ser as mais utilizadas.

O objetivo deste estudo foi avaliar o desenvolvimento da microalga *T. fluviatilis* nos meios de cultivo Conway e Guilard f/2, utilizando duas diferentes concentrações de silicato de sódio.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1. Obtenção da microalga *Thalassiosira fluviatilis*

As cepas da microalga *Thalassiosira fluviatilis*, utilizadas neste estudo, foram obtidas no cepário do laboratório de Planctologia do Departamento de Engenharia de Pesca da UFC, onde as mesmas são mantidas em tubos de ensaio.

2.2. Preparo dos meios de cultivo

Neste trabalho foram utilizados dois tipos de meios de cultivo considerados padrões para microalgas, o Guillard f/2 e o Conway "modificado". Inicialmente, foram preparadas as soluções estoque e, em seguida, o meio de cultivo propriamente dito.

2.2.1. Elaboração dos meios de cultivo.

A 950 mL de água do mar artificial, previamente autoclavada, foram adicionados as soluções com os nutrientes que compõem cada um dos meios, com variação na adição da solução de silicatos, na qual foram utilizadas duas concentrações distintas de 0,051 e 0,025 $g.L^{-1}$. Em seguida, o volume foi elevado para 1 L com água do mar artificial.

2.3. Início dos cultivos

O tipo de cultivo utilizado neste experimento foi o "batch" ou cultivo estacionário, que consiste na transferência das culturas para volumes crescentes de meio. Para isso, a cepa-mãe foi repicada em quatro tubos de ensaio de 40 mL contendo 1,0 mL de meio de cultivo, sendo dois tubos em meio Conway e dois em meio Guillard f/2, com os dois tubos de ensaio de cada meio contendo as diferentes concentrações de silicato de sódio.

Diariamente, os volumes de cada tubo de ensaio foram duplicados com meio de cultivo, até atingirem um volume de 32 mL, o que ocorreu após cinco dias da repicagem. Posteriormente, após a intensificação da coloração das culturas, os conteúdos dos tubos de ensaio foram transferidos para erlenmeyers de 250 mL, os quais passaram pelo mesmo

procedimento de acréscimo de meio de cultivo até atingirem um volume de 200 mL e uma coloração marrom mais intensa, o que levou cerca de 6 dias. Finalmente, as culturas nos erlenmeyers foram transferidas para potes de vidro com volume útil de 3L. Neste momento, o volume das culturas nos potes foi aumentado de 200 mL para 2 L, sendo iniciados os cultivos definitivos.

2.4. Condições físico-químicas

As culturas foram conduzidas em uma estante de ferro, com iluminação fornecida por lâmpadas fluorescentes de 20W para os tubos de ensaio e erlenmeyers, e de 40W para os potes de vidro. O fotoperíodo foi controlado por um "timer", programado em 16h de claro e 8h de escuro e a temperatura da sala de cultivo foi controlada por um condicionador de ar, ficando em torno de 24 ± 2ºC.

2.5. Acompanhamento do cultivo

O acompanhamento do cultivo de *T. fluviatilis* foi realizado a partir da repicagem das culturas para os potes de vidro de 3L, sendo feito através de leitura da absorbância em espectrofotômetro e contagem de células em câmara de Neubauer. Para isso, a cada 48 horas, foi retirada uma alíquota de 1,0 mL dos diferentes cultivos, para leitura da absorbância a 700nm e, posteriormente, realizada a contagem do número de células.

Os valores de absorbância a 700nm e os respectivos valores das contagens de células foram submetidos a uma análise de correlação linear e, posteriormente, utilizada para a obtenção da equação de regressão linear através da função estatística do Programa Microsoft Excel.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

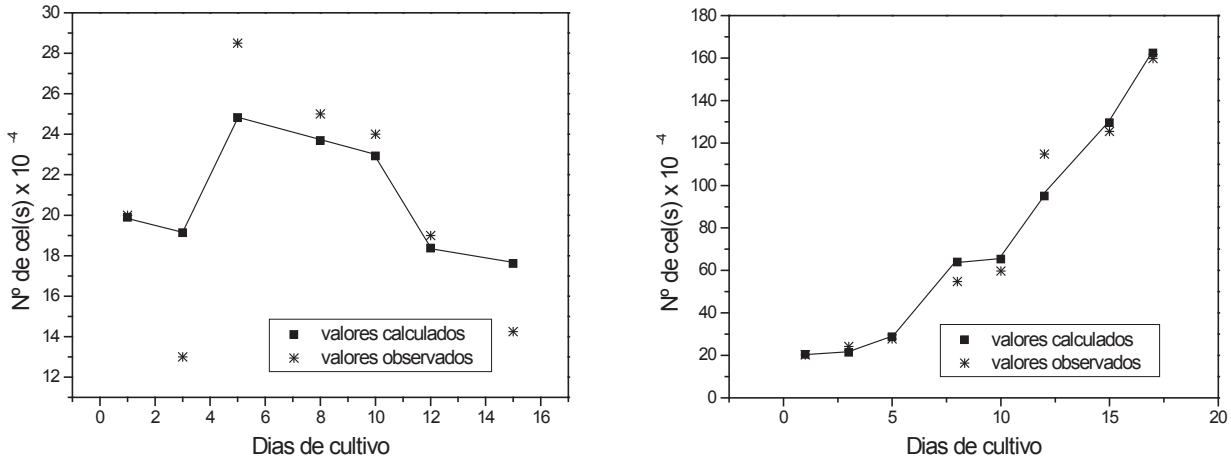
3.1. Curvas de crescimento da microalga *T. fluviatilis* cultivadas em meio Conway e Guilard f/2.

As curvas de crescimento da microalga *T. fluviatilis*, em meio Conway e Guilard f/2, foram obtidas a partir das equações de regressão linear entre os valores de absorbância a 700 nm e o número de cel(s).mL^{-1}.

Como podemos observar os cultivos realizados em elevadas concentrações de silicato de sódio resultaram em um péssimo desempenho das microalgas. Ambos os cultivos apresentaram uma rápida fase de indução (1° ao 3° dia), caracterizada por uma

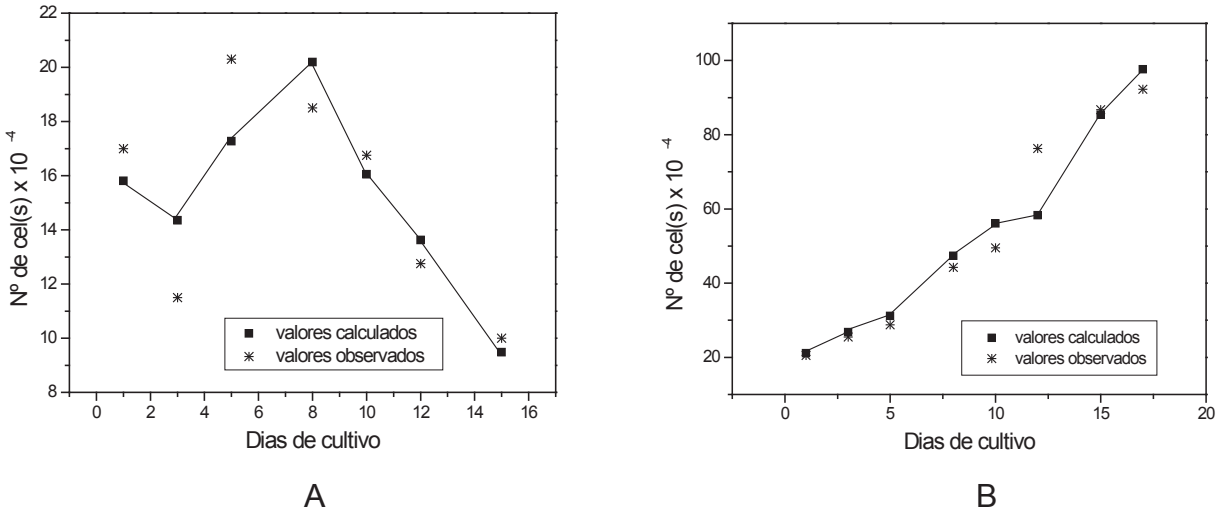
redução do crescimento líquido da população (Figuras 1A e 2A), seguido de um ligeiro crescimento exponencial que durou, no máximo, até o 8° dia de cultivo, no caso do meio Guilard e, no meio Conway, apenas até o 4° dia.

Figura 1: Curvas de crescimento de *T. fluviatilis,* cultivadas em meio Conway com 0,051 (A) e 0,025 g.L^{-1} de silicato de sódio (B).



Já, quando a concentração de silicato de sódio foi reduzida pela metade (Figuras 1B e 2B), as microalgas apresentaram as melhores taxas de crescimento.

Figura 2: Curvas de crescimento de *T. fluviatilis,* cultivadas em meio Guilard F/2 com 0,051 (A) e 0,025 g.L^{-1} de silicato de sódio (B).



As curvas de crescimento apresentaram uma fase de indução um pouco mais longa (1° ao 5° dia), mas sem redução da densidade celular. Em seguida, ambos os cultivos experimentaram um ligeiro crescimento exponencial, o qual foi interrompido, provavelmente, devido às quedas de energia e/ou variações de temperatura, o que resultou em uma nova fase de indução, a partir do 8° dia de ambos os cultivos. No entanto, esta fase foi mais curta em meio Conway (até o 11° dia) do que no meio Guilard (até o 13° dia), mostrando, no primeiro, uma melhor capacidade de re-adaptação das células. Em seguida, ambos os cultivos voltaram a entrar em fase exponencial de crescimento, sendo mais curta (até o 15° dia) no meio Guilard e, no caso do meio Conway (Figura 1B), a fase de exponencial se prolongou até o final do experimento (17° dia), resultando na maior densidade celular obtida em todo o cultivo. Ao contrário, no caso do meio Guilard (Figura 2B), o cultivo entrou na fase de diminuição do crescimento relativo a partir do 15° dia e, no final do experimento, apresentou uma menor densidade celular (Figura 2B).

Em um cultivo do tipo "Batch" com a microalga cianofícea *Spirulina platensis* realizado nas mesmas condições físico-químicas do presente trabalho, foi possível observar uma nítida fase de indução, com diminuição da densidade celular, que durou do início até o 3° dia do cultivo. A partir deste ponto, o cultivo entrou em crescimento exponencial, o qual se prolongou até o 15° dia (Da SILVA, 2004). SOARES (2005), também trabalhando nas mesmas condições, mostrou que o cultivo de *Haematococcus pluvialis* apresentou uma fase de indução até o 4° dia do início da cultura, sem mortalidade celular, seguidos de 10 dias de crescimento exponencial. OLIVEIRA (2007) cultivou a microalga *Dunaliella* sp., a qual apresentou fase de indução até o 3° dia de cultivo, seguido de um crescimento exponencial até o 5° dia. Neste caso, a cultura passou, ainda, por uma nítida fase de diminuição do crescimento relativo (até o 7° dia de cultivo) e, posteriormente, para a fase estacionária.

Nos cultivos Conway e Guilard com 0,051g silicato de sódio.L^{-1} evidenciou-se que as microalgas depois de um certo período de cultivo apresentavam-se despigmentadas, mas três das culturas apresentaram uma característica que não se fez presente na cultura da microalga no meio Conway a 0,025 g silicato de sódio.L^{-1}, que foi a alta formação de precipitado no recipiente.

Os resultados obtidos no presente trabalho contribuirão para o aprimoramento das etapas de cultivo de microalgas, principalmente as diatomáceas, assim como no desenvolvimento de novas pesquisas relacionadas à observação de indicadores de desenvolvimento biológico, e da influência direta da flutuação dos compostos dissolvidos na água, uma vez que as microalgas se apresentam extremamente dependente de suas concentrações no ambiente.

CONCLUSÕES

1. A microalga *Thalassiosira fluviatilis* obteve melhores desenvolvimentos em meio Conway e Guilard, com teores de sílica de 0,025g.L^{-1};
2. O meio Conway com teores de sílica de 0,025g.L^{-1}, apresentou-se mais propício ao desenvolvimento das culturas, uma vez que atingiu a maior densidade celular e melhor coloração;
3. Ao duplicar-se a concentração de silicato de sódio resultou em um desenvolvimento bem aquém do esperado, com o elevado teor de sílica inibindo o desenvolvimento das microalgas.

REFERÊNCIAS

DA SILVA, C. F. **Cultivo e extração de polissacarídeos sulfatados da microalga *Spirulina platensis*.** Monografia de Graduação apresentada ao Departamento de Engenharia de Pesca da UFC, 2004.

LI, M.; GONG, R.M.; RAO, X.J.; LIU, Z.L.; WANG X.M. Effects of nitrate concentration on growth and fatty acid composition of the marine microalga *Pavlova viridis* (Prymnesiophyceae). **Annals of Microbiology,** Milan, v.55, n.1, p.51-55, 2005.

NISHIKAWA, T.; HORI,Y. Effect of nitrogen, phosphorus and silicon on the growth of the diatom *Eucampia zodiacus* caused bleaching of seaweed *Phophyra isolated* from Harima-Nada, Seto Island, Japan. **Nippon Suisan Gakkaishi**, Tokyo, v.70, n.1, p.31-38, Jan 2004.

OLIVEIRA, M. A. C. **Cultivo da microalga *Dunaliella sp.* em laboratório. Extração e purificação de polissacarídeos sulfatados.** Monografia de Graduação apresentada ao Departamento de Engenharia de Pesca da UFC, 2007.

PENNA, A.; MAGNANI, M.; FENOGLIO, I.; FUBINI, B.; CERRANO, C.; GIOVINE, M.; BAVESTRELLO, G. Marine diatom growth on different forms of particule sílica: evidence of cell/ particule interaction. **Aquatic Microbial Ecology,** Luhe, v.32, n.3, p.299-306, Jul 2004.

SIPAÚBA-TAVARES, L. H.; ROCHA, O. **Produção de plâncton (fitoplâncton e zooplâncton) para alimentação de organismos aquáticos.** Ed. Rima, 1º edição, v.1, c.4, p.32-37, São Carlos, 2001.

SOARES, N. N. **Cultivo e extração de pigmentos das microalgas *Spirulina platensis* e *Haematococcus pluvialis*.** Dissertação de mestrado apresentada ao programa de pós-graduação em Engenharia de Pesca da Universidade Federal do Ceará, 2005.

TROBAJO, R.; COX, E.J.; QUINTANA, X.D. The effects of environmental variables on the morphology of *Nitzschia frustulum* (Bacillariophyta), in relation its use as a bioindicator. **Nova Hedwigia,** Sttutgart, v.79, n.3-4, p.433-445, Nov 2004.

ESTUDO MICROCLIMÁTICO DA PRAÇA DO DERBY E ENTORNO, RECIFE-PE

Rennan Cabral Nascimento[1], Juliane Barbosa Sales da Silva[2],
Rodrigo Santos de França[3], Talitha Lucena de Vasconcelos[4].

[1] Graduando em Geografia, Dept. de Ciências Geográficas/UFPE,[rennancabral2@yahoo.com.br] Colaborador de iniciação científica CNPQ.
[2] Graduanda em Geografia, Dept. de Ciências Geográficas/UFPE,[julianesales_@hotmail.com] bolsista de iniciação científica FACEPE.
[3] Graduando em Geografia, Dept. de Ciências Geográficas/UFPE,[rsantosfranca@gmail.com].
[4] Doutoranda em Geografia, Programa de Pós-graduação em Geografia/UFPE,[talithalucena@gmail.com] Bolsista FACEPE.

Resumo

A influência da ação antrópica no clima é um forte indicador do impacto ao meio ambiente local. A poluição atmosférica gerada pelas grandes vias de circulação de veículos, o alto índice de áreas urbanizadas com a utilização de materiais que retém calor e a pouca utilização de áreas verdes acabam por agravar a sensação de desconforto térmico gerando modificações ao microclima. A pesquisa teve como principal objetivo, analisar a influência da Praça do Derby (Recife-PE) na formação de microclima diferenciado (ilhas úmidas e de frescor), e nas áreas adjacentes desta na composição de ilhas secas e calor. Foram aplicadas medições de temperatura do ar e superfície, e umidade relativa do ar para 24 pontos seletos em diferentes horários (9:00hs, 10:00hs, 14:00 e 15:00), durante três dias (25/Julho/2012, 26/Julho/2012 e 28/Julho/2012). Pela análise dos dados pôde-se comprovar a influência benéfica trazida pela Praça na formação de ilhas úmidas e de frescor, em contrapartida, verificou-se a influência de materiais propícios à composição de ilhas secas e calor.

Palavras-chave: ação antrópica, clima urbano, microclima.

Introdução

As transformações do homem no espaço natural se acentuaram nos últimos séculos e especificamente nas últimas décadas. Essas transformações levaram a ocupação de centros urbanos cada vez mais povoados e com alto nível de modificações no solo, gerando grande retirada da cobertura vegetal e colocando-a em seu lugar outros tipos de materiais propícios a mudanças no clima urbano. Segundo Chandler (1976), O crescimento e adensamento da malha urbana intensificam transformações e

comportamento climatológico e meteorológico da camada limite atmosférica. Tais mudanças resultam no que se convencionou chamar Clima Urbano.

Neste contexto o objetivo principal da pesquisa é analisar a influência da Praça do Derby (Recife-PE) na formação de microclima diferenciado (ilhas úmidas e frescor) e nas áreas adjacentes na composição de ilhas secas e calor.

Material e método

Área de estudo:

O município do Recife está localizado a 8°03'19" de latitude Sul e a 34°52'15" de longitude oeste com altitude média de 7 metros em relação ao nível do mar. A temperatura média anual é aproximadamente 26°C e índice pluviométrico médio anual em torno de 2.150 mm assim, classificado segundo Koppen por As'.

A área de estudo foi a Praça do Derby situada a 8°03'33" latitude Sul e a 34°56'55" longitude Oeste inserido no Bairro do Derby – Recife e ocupa uma área de aproximadamente 31.000m². O Parque fica localizado próximo a Avenida Governador Agamenon Magalhães (uma das vias mais importantes da cidade do Recife) a leste, Rua Jener de Souza a oeste, e cortado ao meio pela Avenida Dr. Severino Pinheiro.

Procedimentos metodológicos

Para a avaliação da área e o melhor entendimento microclimático da Praça do Derby (Recife-PE) e do seu entorno imediato foi feito um levantamento prévio de localização desta, e posteriormente foram traçados pontos (Figura 1) estratégicos, com a finalidade de obter dados meteorológicos (Temperatura, Umidade Relativa do Ar e Temperatura superficial). Sendo esses pontos possuidores de características paisagísticas distintas. Consequentemente foram coletados dados no interior, nas extremidades e nas áreas adjacentes (até 80m) da Praça em: dois pontos a oeste desta (P1 e P2), dois pontos ao norte (P3 e P16), dois ao sul (P7 e P21), três a leste (P22, P23 e P24), onze pontos nas extremidades norte, sul, leste e oeste da praça (P4, P5, P6, P10, P11, P12, P13, P17, P18, P19, P20), e finalizando mais quatro pontos localizados dentro do parque (P8, P9, P14 e P15), totalizando em vinte e quatro pontos.

No que concerne à coleta dos dados, foram utilizados: três aparelhos do tipo Termohigrômetro (2) Digital Icel Mod HT-208, (1) Digital Temperatura Interna e

Externa Umidade Interna SA 7663, com a finalidade de obter resultados de umidade relativa do ar e temperatura do ar, um aparelho termômetro (Laser Infrared) infravermelho com mira laser digital para as medições de temperatura superficial, e dois aparelhos GPS para o georreferenciamento de cada ponto coletado. Os dados foram levantados durante três dias não consecutivos (25/07/2013, 26/07/2013 e 28/07/2013), nos horários específicos, 9:00hs e 15:00hs (Temperatura do ar e Umidade relativa do Ar), e 10:00hs e 14:00hs (Temperatura Superficial). Por fim, com a utilização do aplicativo SURFER 10® foram confeccionados mapas de isotermas e isoígras.

Figura 1 - Mapa de localização dos pontos coletados.



Google Earth (adaptado), 2009.

Resultados e discussões

Todos os resultados da coleta de dados (temperatura do ar, umidade relativa do ar e temperatura de superfície) para todos os pontos (1 ao 24) selecionados dentro e ao redor da Praça do Derby são apresentados na tabela 1.

- **Quanto à temperatura do ar:**

Em relação aos valores de temperatura do ar nos horários das 9:00hs e 15:00hs durante os três dias, observa-se que existe diferença considerável entre as diversas

1 Tabela 1 - Dados microclimáticos da Praça do Derby e em seu entorno imediato para os dias 25,26 e 28 de julho de 2012.

Data	Horários	Medições	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24
25/jul	09:00	Temp.(°C)	28,9	29,3	28,7	31,6	32,6	29,4	27,3	30,9	28,6	32,4	29,9	30,4	29,9	32,1	28,4	29,9	32,9	30,6	32	30,9	31,9	32,8	33,1	31,1
		U.R(%)	52	53	52	47	47	50	55	53	50	51	52	46	53	49	50	45	53	49	45	45	49	47	51	54
	10:00	Temp. superficie(°C)	33,6	34,2	27,9	34,9	37,9	27,9	24,9	25,2	23,5	41,4	27,3	28,9	34,1	26	24,7	33,6	39,8	40,7	42	32,8	36,4	41,1	42,1	40,3
	14:00	Temp. superficie(°C)	26,7	32,8	33,2	44,2	42,7	28,8	27,7	37,8	26	38,2	26,8	35	37,6	24,6	25,6	30,6	43,3	42,7	45,4	29,4	35,5	47,6	46	41,6
		Temp.(°C)	30	30,6	29,9	29,9	29,9	28,1	30	29,6	27,9	28,1	29,4	30,9	29,9	27,9	28,9	29,1	30,4	32,9	32,9	28,6	29,4	36,1	34,5	33,5
	15:00	U.R(%)	52	51	53	54	56	54	50	56	56	56	56	53	54	60	53	56	51	49	51	50	50	46	48	52
Data	Horário	Medições	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24
26/jul	09:00	Temp.(°C)	29,8	27,8	28	28	28,3	27,2	27	31,6	27,4	32,1	27,4	28,9	31,1	29,6	26,6	31,4	32,4	34,5	34,3	33,6	32,4	33,6	34,4	32
		U.R(%)	52	59	51	55	52	57	58	55	54	60	49	49	57	49	60	43	44	50	52	47	45	38	38	42
	10:00	Temp. superficie(°C)	27,3	42,3	27,2	49,2	41,6	29,4	23,5	45,1	24,6	46,1	27,2	43,3	33,7	24,4	37,9	34,2	44,6	43,2	43,3	40,7	43,4	42,6	44	32,3
	14:00	Temp. superficie(°C)	27,6	33,8	32,5	46,1	42,3	29,4	27,6	37,5	28,3	44,5	26,5	40,8	34,8	25,8	28,3	32	43	43,4	47,1	31,5	36,5	47,3	45,8	41,5
		Temp.(°C)	27,4	27	27,2	28,6	30,1	27,6	27,3	31	28	31,1	27,9	33,9	29,9	27,5	28	29,5	32,9	32,9	32,6	28,9	28,6	38,9	36	31,6
	15:00	U.R(%)	55	56	53	52	53	54	57	50	57	50	50	55	55	53	58	44	47	48	46	48	51	49	49	53
Data	Horário	Medições	P1	P2	P3	P4	P5	P6	P7	P8	P9	P10	P11	P12	P13	P14	P15	P16	P17	P18	P19	P20	P21	P22	P23	P24
28/jul	09:00	Temp.(°C)	28,7	28,6	27,3	29,8	29,4	28,3	27,1	32	27,9	33,4	28	29,6	30,8	30,6	28,5	34,4	32,4	32,9	32,9	32,6	31,9	33,1	35,6	32,1
		U.R(%)	56	46	49	52	56	45	48	42	43	48	42	42	45	56	44	40	40	41	40	38	40	41	45	51
	10:00	Temp. superficie(°C)	33,3	39,7	24,4	41,5	39,1	26,5	23,8	31,6	21,2	32,4	24	42,5	30,9	28,3	23,1	39,7	41,8	42	44,3	40,8	34,9	41,8	44,7	43,4
	14:00	Temp. superficie(°C)	26,6	31,6	30,1	45,8	42,7	26,7	25	25,9	26,2	44,2	26,7	42	32,9	24,9	26,7	30,3	42,5	44,7	45,2	26,7	40,2	46,8	47	43,5
		Temp.(°C)	28,9	29,5	29	29	30,2	30,5	29,8	32,3	28,1	29,1	28,1	31,9	31,6	27,5	27,9	28,9	34,4	31,8	31,8	25,5	29,1	34,9	36,1	32,3
	15:00	U.R(%)	52	50	52	53	57	49	49	51	55	50	40	52	53	51	45	46	45	45	45	45	46	44	43	46

Legenda

Pontos
P = Pontos coletados a 80 metros da Praça do Derby
P = Pontos coletados nas bordas da Praça do Derby
P = Pontos coletados nas bordas da Praça do Derby

Temp.(°C)
Maior Temperatura do Ar
Menor Temperatura do Ar

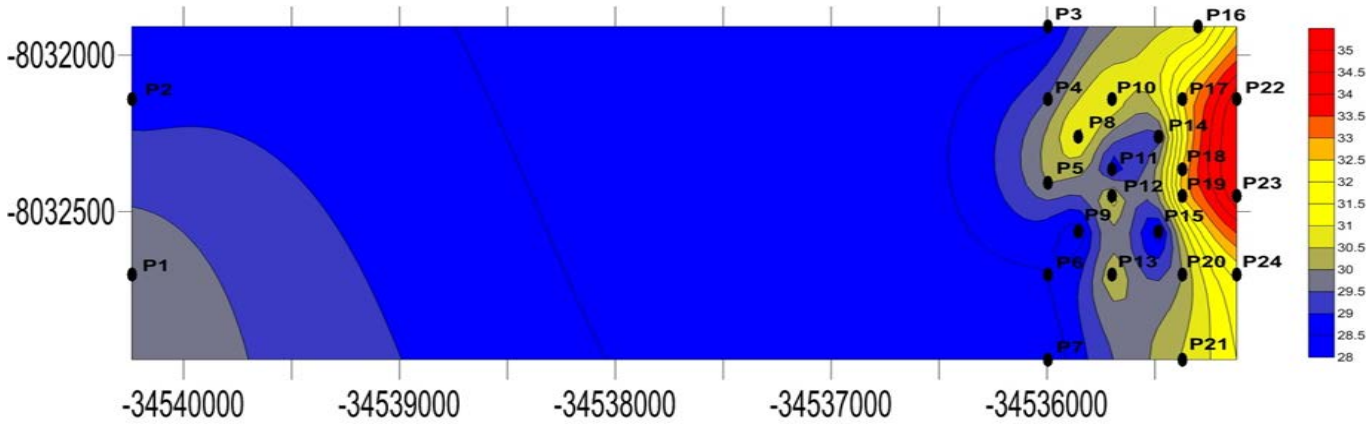
U.R(%)
Maior Umidade Relativa do Ar
Menor Umidade Relativa do Ar

Temp. Superficie(°C)
Maior Temperatura de Superficie
Menor Temperatura de Superficie

temperaturas registradas entre os diferentes pontos coletados. Em média, repara-se a diferença de 7°C entre o menor (28,05°C - P15) e maior (34,95°C – P23) valores para esse elemento climático. Especificamente, o ponto P7 com 27,3°C (Valor em cor azul claro na tabela1.) às 9:00hs em 25/Julho e 27,1°C às 9:00hs em 28/julho e o ponto P14 com 27,9°C às 15:00 em 28/Julho e 27,5°C às 15:00hs em 28/Julho registraram quatro dos seis menores valores de temperatura durante os dias de coleta. Esses valores podem ser explicados através das características físicas dos locais, pois ambos apresentam arborização local considerável, evitando assim a radiação direta ao ambiente. Segundo Oliveira (2011), a sombra oportunizada pela vegetação arbórea traz melhoras microclimáticas pelo fato de filtrar a radiação solar.

Em contrapartida, cinco dos seis resultados (temperatura do ar) mais elevados foram verificados no ponto P22 com 36,1°C às 15:00hs (25/Julho) e 38,9°C às 15:00hs (26/Julho), e no ponto P23 (Valor em cor vermelho na tabela1) com 33,1°C às 9:00hs (25/julho), 35,6°C às 9:00hs (28/julho) e 36,1°C às 15:00hs (28/Julho). As características físicas dos pontos são distintas em relação aos pontos localizados no interior da Praça, apresentando principalmente, escassez vegetal, intenso fluxo de veículos, e grande quantidade de materiais que absorvem bastante radiação. Espacialmente observa-se (Figura 2) que dentre todos os pontos localizados nas áreas externas a Praça do Derby, os que estão a leste dela são os que apresentam as maiores médias de temperatura do ar, especificamente os que estão mais próximos a Avenida Governador Agamenon Magalhães. Apresentando assim características de ilhas de calor. Nota-se ainda o efeito amenizador da arborização. No interior da praça os valores de temperatura em sua maioria são inferiores quando comparados aos pontos limites da praça e aos pontos nas áreas adjacentes.

Figura 2 - Mapa isoterma (Média de temperatura do ar). Organizador: Cabral (2013)



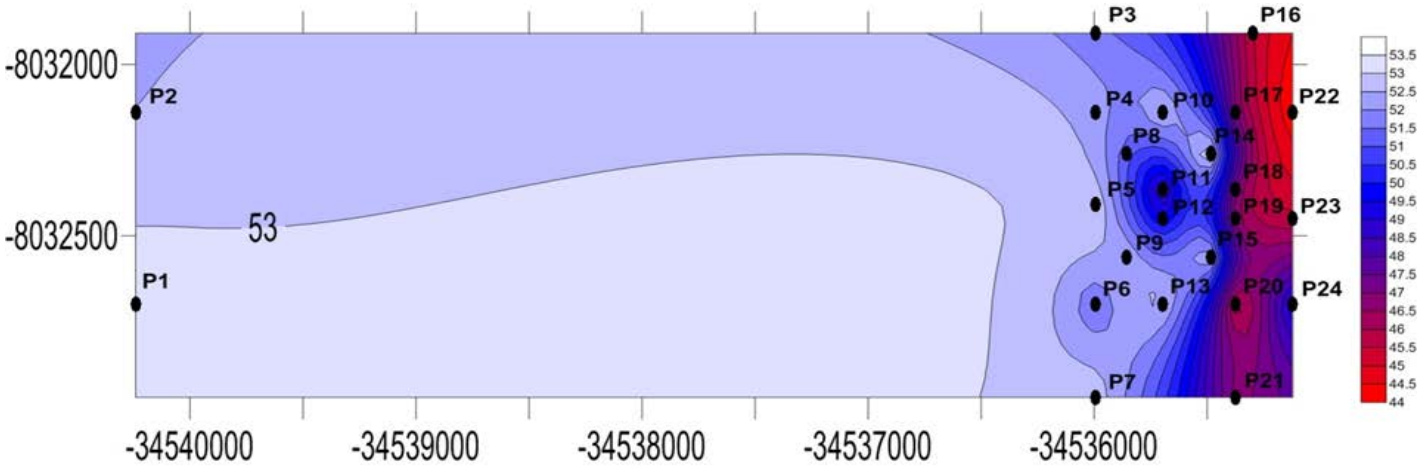
- **Quanto à umidade relativa do ar:**

Em relação aos valores de umidade relativa do ar nos horários das 9:00hs e 15:00hs para os três dias, repara-se que existe diferença considerável entre os valores registrados para esse elemento climático nos diferentes pontos coletados. Em média, nota-se a diferença de quase 10% entre a menor (44,1% - P22) e maior (53,5% – P1) umidade relativa do ar. Especificamente, o ponto P14 com 60% (Valor em cor verde na tabela1.) às 15:00hs (25/Julho) e 56% às 9:00hs (28/julho) e o ponto P15 com 60% às 9:00 (26/Julho) e 58% às 15:00hs (26/Julho) registraram quatro dos seis maiores resultados possíveis de umidade relativa do ar dos dias de coleta.

Em oposição, quatro dos seis menores valores para esse elemento climático foram verificados no ponto P22 com 46% às 15:00hs (25/Julho) e 38% às 9:00hs (26/Julho) e no ponto P23 (Valor em cor laranja na tabela1.)com 38% às 9:00hs (26/julho) e 43% às 15:00hs (28/Julho).

Em geral, percebe uma relação inversamente proporcional a temperatura do ar, ou seja, quanto maior a temperatura menor o índice de umidade relativa. Espacialmente observa-se (Figura 3) que, dentre todos os pontos localizados nas áreas externas a Praça do Derby, os que estão localizados a leste dela são os que apresentaram as menores médias de umidade relativa do ar, ou seja, os que estão próximos a Avenida Governador Agamenon Magalhães são aqueles que apresentam características de pequenas ilhas de secas.

Figura 3 – Mapa isoígras (Média de umidade relativa do ar). Organizador: Cabral (2013).

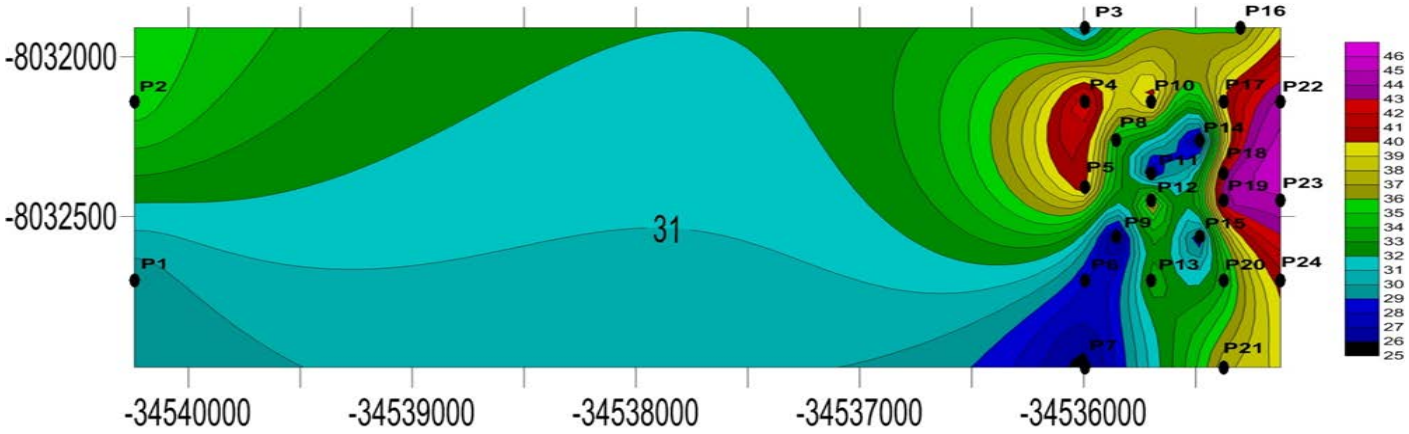


Quanto à temperatura de superfície:

No que diz respeito aos resultados de temperatura superficial nos horários 9:00hs e 15:00hs durante os três dias, repara-se que existe diferença considerável entre temperaturas registradas entre os diferentes pontos coletados. O ponto P14 com 24,6°C (valor em cor Azul escuro na tabela1.) às 14:00hs (25/Julho), 24,4°C às 10:00hs (26/julho), 25,8°C às 14:00 (26/Julho) e 24,9°C às 14:00hs (28/Julho) registraram quatro dos seis menores valores possíveis de temperatura superficial. Esses valores podem ser esclarecidos a partir de Heisler (1986), onde as árvores influenciam diretamente o fluxo de calor da radiação térmica ao bloquear a radiação solar, evitando o aumento da temperatura da superfície.

Em contrapartida, cinco dos seis maiores valores para esse elemento climático foram verificados nos pontos P22 e P23 com 47,6°C às 14:00hs (25/Julho) e 47,3°C às 14:00hs (26/Julho), e no ponto P23 (Valor em cor laranja na tabela1.) com 42,1°C às 10:00hs (26/julho), 44,7°C às 10:00hs (28/Julho) e 47°C às 14:00 (28/Julho), respectivamente.

Figura 4 - Mapa isoterma (Média de Temperatura superficial). Organizador: Cabral(2013)



Espacialmente verificam-se (figura 4) que os pontos com as maiores temperaturas superficiais (P22 e P23) estão localizados a leste da Praça do Derby, em contrapartida os menores valores (P7 e P14) são encontrados em áreas arborizadas, mesmo P7 estando fora da praça. Diferentes tipos de materiais urbanos possuem albedos diferenciados, podendo influenciar bastante o espaço urbano. Especificamente as áreas de maior temperatura superficial apresentam materiais propícios a grande quantidade de

energia disponível para a absorção e transmissão, aumentando, assim, a temperatura superficial do corpo e, por fim, aumentando a liberação de calor para o meio externo.

Conclusão

A partir da análise dos dados (temperatura do ar, umidade do ar e temperatura de superfície) coletados na Praça do Derby e em seu entorno próximo pôde-se constatar a importância desta no melhoramento microclimático e a influência de materiais, como concreto e asfalto, no agravamento microclimático urbano.

Neste cenário, as ilhas de calor e ilhas secas ocorreram principalmente nos espaços localizados no entorno próximo à praça, principalmente aqueles localizados (P22 e P23) a leste desta. Já as ilhas de frescor e ilhas úmidas foram verificadas nos pontos (P14 e P15) localizados no interior do Parque.

Agradecimentos

Ao professor Dr. Ranyere Silva Nóbrega, coordenador do grupo de pesquisa TROPOCLIMA, por disponibilizar os equipamentos de medição e ao grupo de pesquisa NEMA, pelo suporte dado para realização da pesquisa.

Referências

CHANDLER, T.J. **Urban Climatology and its relevance in urban design**. Geneva: WMO Thecnical Note 149, 1976.

HEISLER, G.M. Effects of individual trees on the solar radiation climate of small buildings. **UrbanEcology**. v. 9, p. 337-359, 1986.

MONTEIRO, C.A.F.; MENDONÇA, F. 1. ed. **Clima Urbano**. São Paulo: Contexto, 2001. 192 p.

OLIVEIRA, A. S. **Influência da vegetação arbórea no microclima e uso de praças públicas**. 2011. 146 f. Tese (Doutorado). Programa de Pós graduação em Física Ambiental, Universidade Federal de Mato Grosso. Cuiabá, 2011.

VITAL, L.A.B. 2009, 109 f. **Análise na influência da urbanização sobre o microclima da Avenida Conde da Boa vista**. Trabalho de conclusão de curso (Monografia) Centro de Filosofia e Ciências Humanas, Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2009.

PRODUCTION OF BIOSURFACTANT BY *Pseudomonas cepacia* [A]

[A]Resultados Parciais do Projeto de Mestrado. Financiamento: FACEPE, TERMOPE

Rita de Cássia Freire Soares da Silva[1], Raquel Diniz Rufino[2], Juliana Moura de Luna[2], Leonie Asfora Sarubbo[3]

[1]Doutoranda em Biotecnologia, Rede Nordeste de Biotecnologia (RENORBIO). [2]Pós-Doutorandas em Biotecnologia, PNPD. Bolsista CAPES/FACEPE. Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco, Rua do Príncipe, n. 526, Boa Vista, CEP: 50050-900, Recife, PE, Brazil. Ritaf78@gmail.com [3]Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco.

Biosurfactants have gained attention because they exhibit some advantages such as biodegradability, low toxicity, ecological acceptability and ability to be produced from renewable and cheaper substrates. However, the high cost of production is the limiting factor for widespread industrial applications. Thus, optimization of parameters for biosurfactant production by *P. cepacia* CCT6659 grown in a low-cost medium formulated with industrial wastes was carried . The application of a central composite rotatable design (CCRD) led to the identification of agitation speed, time and inoculum size as significant variables affecting the fermentation process. The optimal levels of the aforementioned variables were 250 rpm agitation speed, 60h of cultivation time and 1.5% inoculum size. The experimental verifications substantiated the model predictions by showing a maximum relative surface tension reduction of 27 mN/m, which was found to be equivalent to about 8.0 g/l isolated biosurfactant as estimated gravimetrically, thereby resulting in an improved production.

Key-words: Biosurfactant; *Pseudomonas cepacia*; Oil; Surface tension.

1. Introduction

Pollution caused by petroleum hydrocarbons in aquatic and terrestrial environment is a common phenomenon that causes significant ecological and social problems. Physical and chemical cleaning processes used to decontaminate the oil polluted areas have been limited in their application (Perfumo et al., 2010). Oil spills are often treated using synthetic surfactants to disperse oil and accelerate its mineralization. Desorption and/or solubilization are rate limiting steps of hydrophobic petroleum hydrocarbon mineralization in soil and water (Bognolo, 1998). A principal advantage of biosurfactants when compared to synthetic surfactants is their ecological acceptance due to the inherent biodegradability and low toxicity. Currently, most of the surface-active compounds on the market are mostly synthetic origin. The main factor that restricts the use of biosurfactants in the market is its production cost when compared with their similar synthetics. The alternative use of low cost substrates such as agro-industrial waste, is an important strategy to reduce the costs associated with the development process and provide the industrial production of biosurfactants (Costa, 2010). Synthetic surfactants used to increase contaminant solubility are often toxic, representing an additional source of contamination (Bognolo, 1999). Microbially produced surface-active compounds have similar properties but are less toxic, biodegradable and can be produced in situ, at the contaminated site (Pacwa-Plociniczak et al., 2011). Bacteria, along with archaea, are the most responsible for the production of these compounds surfactants; bacteria and *Bacillacea Pseudomonacea* families are able to produce biosurfactants efficient at removing oil and by products of water pollutants (Bueno, 2010). The biosurfactant produced by micro-organisms may be obtained using relatively simple and inexpensive substrates, using fermentation processes. Sugars and oils are suitable sources of carbon for achieving ecologically safe surfactant (Sarubbo, 2006).

The objective of this work was to develop more effective operational conditions for high-yield production of the biosurfactant from *Pseudomonas cepacia* CCT6659 to stimulate commercial application of this biomolecule.

2. Materials and Methods

2.1 Materials: All chemicals were of reagent grade. Growth media were purchased from Difco Laboratories, USA. Canola waste frying oil was received from a local restaurant in Recife-PE, Brazil and was stored according to supplier's recommendations and used without any further processing. Corn steep liquor was obtained from the factory Corn Products do Brasil, Cabo de Santo Agostinho-PE, Brazil.

2.2 Microorganisms: For the production of biosurfactants was used microbial bacteria of the genus *Pseudomonas cepacia* (CCT6659), which was tested as a producer of biosurfactant. The culture was maintained in medium NA (nutrient agar) at a temperature of 5 ° C.

2.3 Production media: The components of the production medium were dissolved in a mineral medium containing 0.2% $NaNO_3$, 0.05% KH_2PO_4, 0.1% K_2HPO_4, 0.05% $MgSO_4.7H_2O$, 0.01% KCl and 0.001% $FeSO_4.7H_2O$. This mineral medium was then supplemented with the low-cost substrates canola waste frying oil (3%) and corn steep liquor (2%). The medium pH was adjusted to 7.0 by 1.0M HCl. Aliquots of the cell suspension of 0.7 OD (optical density) at 600 nm, corresponding to an inoculum of 10^7 C.F.U./ml, were used to inoculate 500 ml Erlenmeyer flasks, containing 100 ml of sterile production medium. Cultivation was carried out at 27°C with shaking in a New Brunswick C-24 shaker (New Brunswick Scientific, NJ, USA). Agitation speed, cultivation time and inoculum size were determined according to the factorial design. There was no adjustment of pH during cultivation. At the end of fermentation, samples were taken from the liquid culture to determine the surface tension.

2.4 Optimization of culture conditions by (CCDR): The biosurfactant production was evaluated using an experimental design. A Central Composite Rotatable Design (CCRD) was carried out to verify the effects and interactions of cultivation conditions on the production of the biosurfactant. Surface tension was considered as the response variable. Agitation speed, cultivation time and inoculum size were considered as

independent variables. In these designs, a set of 20 experiments, with six replicates at the central points, were performed. The range and levels of the components (factors or independent variables) under study are given in Table 1. Each factor in the design was studied at five levels (-1.68, -1, 0 , +1 and +1.68). In these designs, a set of all the variables were taken at the central coded value considered as zero. The values of the levels were based on results obtained in preliminary experiments. According to the factorial design matrix the surface tension was studied at various combinations of the cultivation conditions.

Table 1 - Experimental range and levels of the independent variables studied in the Central Composite Rotatable Design (CCRD)

Test variables	Range and levels				
	-1.68	**-1**	**0**	**+1**	**+1.68**
Agitation speed (rpm), W_1	116	150	200	250	284
Time (hours), W_2	52	60	72	84	92
Inoculum size (%),W_3	1,2	1.5	2.0	2.5	2.8

2.5 Surface tension determination: The surface tension was measured in cell-free liquid in metabolic tensiometer KSV Sigma 70 (Finland) using the ring NUOY. The surface tension was measured by immersing the platinum ring in net metabolic and recording the force required to pull it through the air-liquid interface.

2.6 Biosurfactant isolation: The biosurfactants was extracted from culture media after cell removal by centrifugation at 5 000g for 30 min. The supernatant pH was adjusted to 2.0 with 6.0 M HCl, and an equal volume of $CHCl_3/CH_3OH$ (2:1) was added. The mixture was vigorously shaken for 15 min and allowed to set until phase separation. The organic phase was removed and the operation was repeated twice again. The product was concentrated from the pooled organic phases using a rotary evaporator. The

viscous yellowish product obtained was dissolved in methanol and concentrated again by evaporation of the solvent at 45°C (Costa et al., 2005).

3. Results and Discussion

Culture conditions and other growth factors are strongly influenced cell growth and the accumulation of metabolic products, thus the optimization of these parameters can improve the bacterial efficiency. As mentioned, CCDR can be an excellent approach to study a process response and to figure out the best correlation among the parameters of a process (Montgomery, 1996). The factors affecting the biosurfactant production have been extensively studied in recent years, but few of these studies used proper statistical tools for experimental design. The classical method of medium optimization consists in changing one variable at time and keeping the others at fixed level. However in this study we have optimized the culture conditions of the *P. cepcacia* for designing the experiments with aim to achieve highest rate of biosurfactant production. Due to the complex nature of biological processes, it is very difficult to predict distinctively the effects of all parameters, which may have multiple interactions. Therefore, CCDR was applied to build up an empirical model for modeling biosurfactant production in terms of the operational parameters of agitation speed, time and inoculum size.

Thus, the initial results focused on the experimental design and the effects of the studied variables on biosurfactant production. Table 2 shows the experimental results of surface tension together with the process variables that were studied in the Central Composite Rotatable Design. Central point repetition was done aiming to provide the opportunity of detection of measurement errors and to subsequently use the deviation in the calculation of surface tension to obtain the variance (Barros Neto et al., 1995).

Table 2 - Experimental design matrix of biosurfactant production by *P. cepacia* CCT6659 according to the CCRD

Run Number	Agitation speed (%) W_1	Time (h) W_2	Inoculum size (%) W_3	Surface tensiom (mN/m) Y_1
1	-1	-1	-1	27.71
2	+1	-1	-1	27.60
3	-1	+1	-1	27.90
4	+1	+1	-1	27.42
5	-1	-1	+1	29.12
6	+1	-1	+1	29.00
7	-1	+1	+1	29.53
8	+1	+1	+1	29.26
9	-1.68	0	0	27.42
10	+1.68	0	0	31.14
11	0	-1.68	0	28.08
12	0	+1.68	0	29.02
13	0	0	-1.68	28.40
14	0	0	+1.68	28.70
15	0	0	0	28.55
16	0	0	0	28.52
17	0	0	0	28.55
18	0	0	0	28.55
19	0	0	0	28.54
20	0	0	0	28.54

4. Conclusions: The present study aims at optimizing the agitation speed, time and inoculum size to maximize the *P. cepacia* biosurfactant yield and analyzing the individual, cumulative and interactive effects of these three critical parameters on biosurfactant production. Thus, surface response modeling based on central composite

rotating design (CCRD) was done using batch fermentation flasks studies. The optimal agitation speed, time and inoculum size are 200, 60 and 1.5%, respectively, at which the model predicts a maximum surface reduction of 27 mN/m and a biosurfactant yield of 8 g/l, as estimated gravimetrically. The interaction between all the three parameters largely contributed towards enhancing the yield of the biosurfactant, showing that these variables have considerable influence on the fermentative production of biosurfactants to develop an optimal seeding strategy to improve biosurfactant production.

Acknowledgements

This work was financially supported by National Council for Scientific and Technological Development (CNPq), Post-Doctoral National Program (PNPD) from Coordination for the Improvement of Higher Level Education Personnel (CAPES), Foundation for the Support of Science and Technology of the State of Pernambuco (FACEPE) and Thermoelectric of Pernambuco (TERMOPE). We are grateful to Center of Sciences and Technology laboratories, from Catholic University of Pernambuco, Brazil.

References

BARROS-NETO, B.; SCARMINIO, I. S.; BRUNS, R. E. (1995) Design and Optimization of Experiments; State University of Campinas: Campinas, Brazil.

Bognolo G. Biosurfactants as emulsifying agents for hydrocarbons. **Colloids Surf A** v.152, p.41–52, 1999.

BUENO, S. M.; SILVA, A. N. E GARCIA-CRUZ, C. H. Estudo da produção de biossurfactante em caldo de fermentação. ***Quim. Nova,*** v. 33, n. 7, p.1572-1577, 2010.

COSTA, S.G.V.A.O.; NITSCHKE, M.; LÉPINE, L.; DÉZIEL, E. E CONTIERO, J. Structure, properties and applications of rhamnolipids produced by Pseudomonas aeruginosa L2-1 from cassava wastewater. Elsevier. 2010.

MONTGOMERY, D.C. Design and analysis of experiments. Singapore: John Wiley & Sons; p. 720, 1996.

PACWA-PLOCINICZAK, M.; PLAZA, G.A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z.; CAMEOTRA, S.S. Environmental applications of biosurfactants: recent advances. ***Int. J. Mol. Sci.***, v.*12*, p.633-654, 2011.

PERFUMO, A.; BANAT, I. M.; MARCHANT, R.; VEZZULLI, L. Thermally enhanced approaches for bioremediation of hydrocarbon-contamined soils. Chemosphere, v.66, p.179-184, 2010.

SARUBBO, L.A.; LUNA, J.M.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Production and stability studies of the bioemulsifier obtained from a new strain of *Candida glabrata* UCP 1002. **Electronic J. Biotechnol**., v. 9, p.400-406, 2006.

AVALIAÇÃO DA QUALIDADE DA ÁGUA PARA FINS DE IRRIGAÇÃO

Rosângela Maria da Silva[1], Maria Adriana Maia Ingá[2],
Hosineide de Oliveira Rolim[3], Jarbas Rodrigues Chaves[4]

[1]Graduanda em Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE campus Limoeiro do Norte. Email: rosângela_ifce@hotmail.com

[2]Tecnica em Meio Ambiente– IFCE campus Limoeiro do Norte. Email: adrianamaia2003@hotmail.com

[3]Docente do curso Tecnologia em Saneamento Ambiental - IFCE campus Limoeiro do Norte. Email: hosineide@ifce.edu.br

[4]Laboratorista – IFCE campus Limoeiro do Norte. Email: jarbasrodrigues@ifce.edu.br

Resumo

O estudo foi desenvolvido em dois períodos do ano de 2011 e teve como objetivo avaliar a qualidade da água dos reservatórios da Sub-bacia do Médio Jaguaribe sobre os aspectos qualitativos de salinidade, sodicidade e toxicidade de íons essencialmente importantes, por ter efeitos adversos sobre o solo e interferir na produção agrícola. Os dados de pH, alcalinidade, condutividade elétrica, cloretos, sódio, cálcio e magnésio foram obtidos da rede de monitoramento de qualidade de água do estado do Ceará de 13 reservatórios na sub-bacia do Médio Jaguaribe. Dos resultados obtidos para as condições estudadas e os parâmetros avaliados as águas de alguns açudes apresentaram restrições para uso na irrigação. Dois açudes apresentaram pH fora da faixa ideal para uso na irrigação (Madeiro, Potiretama) e com condutividade elétrica com restrição moderada para uso (Madeiro e Adauto Bezerra). Dos açudes estudados 04 apresentaram águas com teor de sódio maior que 3,0 mmolc.L^{-1} oferecendo risco de toxicidade as plantas. O risco de sodicidade de acordo com da RAS corrigida e condutividade elétrica para os 13 açudes foram classificados predominantemente como moderada restrição de uso.

Palavras-chave: Salinidade, sodicidade, toxicidade.

1. INTRODUÇÃO

O estado do Ceará inserido no semi-árido nordestino tem 93% do seu território incluído no polígono das secas e 70% do seu solo em terreno cristalino. Para suprir as necessidades dos cultivos, é plenamente dependente do abastecimento de água em quantidade e qualidade para desenvolvimento da agricultura irrigada. Devido ao aumento populacional e as mudanças no perfil econômico, vem aumentando gradativamente a demanda de água para a produção de alimentos. No atendimento desta demanda surge a necessidade da aplicação das técnicas de irrigação nas áreas agricultáveis para complementar as chuvas nas zonas úmidas como também tornar produtivo as zonas áridas e semi-áridas.

A garantia da oferta de água no Ceará no atendimento da demanda tem sido conseguida através da açudagem, mais de 8.000 açudes foram construídos nos últimos 100 anos. Somente os públicos são em número de 136 açudes, com capacidade de armazenamento de 17,9 bilhões de metros cúbicos (m^3). As águas das barragens construídas sobre os cursos d'água são distribuídas garantindo a perenização dos rios e alimentando a rede de canais dos perímetros irrigados.

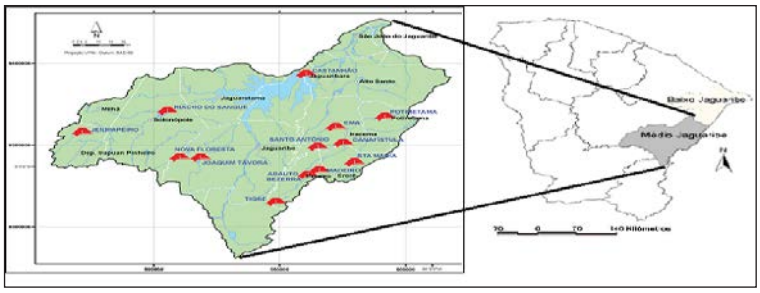
De toda água ofertada no Ceará, o setor agrícola absorve 60% dos recursos hídricos, principalmente, nos perímetros públicos irrigados. Desde a década de 70, o Governo Federal vem implantando perímetros de irrigação, principalmente, na região Nordeste, onde a irrigação é importante devido à escassez de água.

Entre os efeitos negativos da prática intensiva de irrigação é o processo de salinização, sodicidade e toxicidade, problemas crescentes em todas as regiões em particular no Nordeste decorrente das condições climáticas, do tipo de cultura, das técnicas de irrigação e da qualidade de água utilizada. No Estado do Ceará onde as precipitações não garantem a lavagem dos sais no solo se faz necessário conhecer a qualidade da água utilizada para avaliar os efeitos na cultura irrigada devido aos efeitos osmóticos dos sais e os riscos de deterioração das estruturas do solo. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi avaliar a qualidade da água dos reservatórios da Sub-bacia do Médio Jaguaribe quanto aos riscos de salinização do solo, sodicidade e de toxicidade as plantas através dos parâmetros físicos e químicos das águas.

2. MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Região Hidrográfica do Médio Jaguaribe do estado do Ceará, bacia que conta com treze açudes monitorados pela Companhia de Gestão de

Recursos Hídricos (COGERH), que possui uma capacidade de acumulação de 6.860.905.600 m³ de água, com um curso de aproximadamente 171 km de extensão compreendida entre a válvula do açude Orós e a ponte de Peixe Gordo, na BR-116. Nesta região, estão inseridos 12 municípios: Pereiro, Iracema, Alto Santo, Dep. Irapuan Pinheiro, Jaguaribe, Potiretama, Solonópole, Ererê, Jaguaretama, Jaguaribara, São João do Jaguaribe e Milhã (GONDIM et al., 2004; Jornal O POVO, 2004). A figura 1 apresenta o mapa da bacia hidrográfica do médio Jaguaribe.



Mapa 01 – Bacia hidrográfica do médio Jaguaribe com seus açudes.

Fazem parte do estudo quanto à avaliação da qualidade da água para irrigação, os Açudes: Adauto Bezerra, Canafístula, Castanhão, Ema, Jenipapeiro, Joaquim Távora, Madeiro, Nova Floresta, Potiretama, Riacho do Sangue, Santa Maria, Santo Antônio e Tigre.

Os reservatórios abaixo relacionados têm por finalidade a perenização dos afluentes do Rio Jaguaribe, com finalidade abastecimento humano, industrial e uso na irrigação.

Tabela 1 – Reservatórios gerenciados da Bacia do Médio Jaguaribe

Açudes	Município	Capacidade (m3)
Adauto Bezerra	Pereiro	5.250.000
Canafístula	Iracema	13.110.000
Castanhão	Alto Santo	6.700.000.000
Ema	Iracema	10.390.000
Jenipapeiro	Dep. Irapuan Pinheiro	17.000.000
Joaquim Távora	Jaguaribe	26.772.800
Madeiro	Pereiro	2.810.000
Nova Floresta	Jaguaribe	7.610.000
Potiretama	Potiretama	6.330.000
Riacho do Sangue	Solonópole	61.424.000
Santa Maria	Ererê	5.866.800
Santo Antônio	Iracema	832.000
Tigre	Solonópole	3.510.000

Fonte: Base nos dados da COGERH

Na avaliação da qualidade da água para fins de irrigação, foram utilizados dados retirados da base da Rede de Monitoramento da Qualidade da Água (RMQA),

desenvolvido pela Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos - COGERH, de duas campanhas de coletas nos meses de fevereiro e dezembro de 2011. As análises foram realizadas no Laboratório de Saneamento Ambiental - Labosam do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará - IFCE Campus Limoeiro do Norte.

As coletas de água em campo foram realizadas de forma manual a 0,3 m de profundidade, adquiridas de pontos de amostragem georeferenciados dos reservatórios da sub-bacia do Médio Jaguaribe. As amostras foram coletadas em frasco de polietileno devidamente higienizados, foram identificadas, armazenadas em isopor contendo gelo e transportadas de imediato, para o Labosam.

A água coletada nos pontos de amostragem foi analisada de acordo com a metodologia do Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA et al., 2005) quanto aos parâmetros físico-químicos (pH; Cloretos; Sólidos Totais Dissolvidos; Alcalinidade (bicarbonatos, carbonatos e hidróxidos); Cálcio; Magnésio; Sódio e Condutividade Elétrica. Todas as análises foram realizadas em triplicata com exceção dos Sólidos Totais Dissolvidos.

Para a interpretação dos resultados foi utilizado como diretrizes os limites das classes de restrição de uso para irrigação determinados por Ayers e Westcot (1985). Os limites das classes estão explícitos na Tabela 2 representando três graus de retrições de uso: nenhuma restrição, ligeira a moderada restrição e restrição severa.

Tabela 2 - Classes de restrição de uso para irrigação

Variáveis	Classes de restrição		
	Nenhuma	Moderada	Severa
CE (ds. m^{-1})	< 0,7	0,7 a 3,0	> 3,0
Na (mmolc. L^{-1})	< 3,0	3,0	-
Ca + Mg (mmolc $.L^{-1}$)	< 5,0	5,0 a 15,0	> 15,0
CO_3 (mmolc $.L^{-1}$)	< 0,1	0,1 a 0,2	> 0,2
HCO_3 (mmolc. L^{-1})	< 1,5	1,5 a 8,5	> 8,5
Cl (mmolc. L^{-1})	< 3,0	> 3,0	-
SO_4 (mmolc. L^{-1})	< 10	10,0 a 30,0	> 3,0
CSR (mmolc. L^{-1})	< 1,25	1,25 a 2,5	> 2,5

Para todas as amostras de água foi calculado o valor da RAS corrigida (Razão de adsorção de sódio) que expressa à atividade dos íons de sódio e determina sua capacidade de se relacionar com cátions tais como cálcio e magnésio nas condições físicas do solo causando problemas de infiltração pela redução da permeabilidade. Com base na RAS^0 os resultados foram interpretados em relação a três classes de restrição que combina valores de RAS e condutividade elétrica conforme proposição de Ayers e Westcot (1985).

Tabela 3 - Critérios para classificação da restrição de uso das águas quanto aos parâmetros de condutividade elétrica e sodicidade da água

RAS	Nenhuma	Moderada	Severa
	Condutividade elétrica (dS m^{-1})		
0 a 3	> 0,7	0,7 a 0,2	< 0,2
3 a 6	> 1,2	1,2 a 0,3	< 0,3
6 a 12	> 1,9	1,9 a 0,5	< 0,5
12 a 20	> 2,9	2,9 a 1,3	< 1,3
20 a 40	> 5,0	5,0 a 2,9	< 2,9

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados analisados para os parâmetros físico-químicos dos açudes da Bacia do Médio Jaguaribe estão inseridos nos gráficos.

Os valores de pH se apresentou com tendência básica no primeiro e segundo semestre variando em fevereiro entre 7,8 e 8,55 e em dezembro 7,0 e 9,34. Conforme Almeida (2010) o pH ideal para a irrigação situa-se entre 6,5 e 8,4 fora desta faixa é um indicador de anormalidade na qualidade da água ou de presença de íons tóxicos podendo incidir negativamente na população microbiana do solo e causar danos ao sistema radicular. Dos reservatórios estudados apenas o açude Potiretama e Madeiro na coleta do segundo semestre apresentaram pH acima do valor de referência.

Os valores elevados de pH traduzem a presença de íons bicarbonatos e carbonatos dos corpos hídricos estudados. Para os resultados de alcalinidade em fevereiro os açudes Tigre, Riacho do Sangue, Ema e Santa Maria não apresentaram nenhuma restrição de uso os demais moderada restrição. Na campanha de dezembro 09 açudes apresentaram moderada restrição, sendo os açudes Tigre, Riacho do Sangue, Nova Floresta e Joaquim Távora com nenhuma restrição neste período.

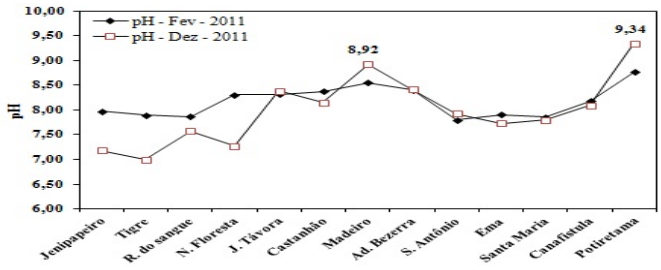


Gráfico 01 – pH dos reservatórios da bacia do Médio Jaguaribe

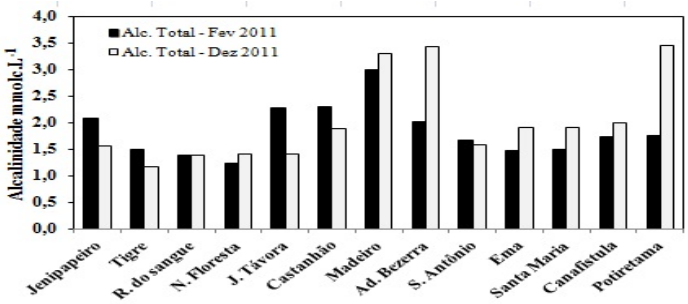


Gráfico 02 – Valores de alcalinidade Total mmolc.L^{-1}

Verificou-se quanto à classificação geral em relação a CE, que os reservatórios se apresentaram com nenhuma restrição de uso nos mês de fevereiro com valores abaixo de 700µs. cm^{-1}, tendo como menores valores os açude Tigre e Riacho do Sangue (230 e 270 µS.cm^{-1}) e maiores valores de CE os reservatórios Madeiro e Adauto Bezerra respectivamente 690 e 610 µS.cm^{-1}. No final do segundo semestre sete açudes aumentaram a salinidade, demonstrando que a variação sazonal interfere na concentração de sais. Destaca-se os açudes Madeiro (1088 µS cm^{-1}) e Adauto Bezerra (813 µS.cm^{-1}) classificados com moderada restrição de uso em relação a salinidade.

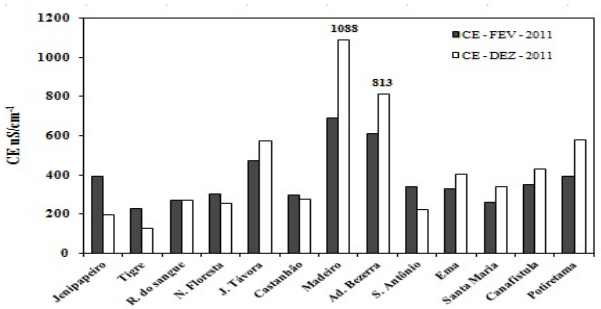


Gráfico 03 – Condutividade elétrica µS.cm^{-1} dos açudes pesquisados

Quanto à presença do íon Cl^- a maioria dos açudes nos dois períodos do ano se apresentou sem restrição quanto à toxicidade as plantas. Dos açudes monitorados apenas os açudes Madeiro, Adauto Bezerra e Potiretama apresentaram-se em ambas as coletas com ligeira restrição quanto ao uso na irrigação por aspersão, com valores maiores que 3,0 mmolc.L^{-1}.

O sódio conforme os resultados da RAS no mês de fevereiro apresentam-se ligeiramente tóxicas as plantas para as águas dos açudes Joaquim Távora, Madeiro, Adauto Bezerra e Canafístula. A presença do teor moderado de sódio é confirmado para os açudes Joaquim Távora, Madeiro e Adauto Bezerra nas coletas de dezembro com valores de RAS^o maior que três.

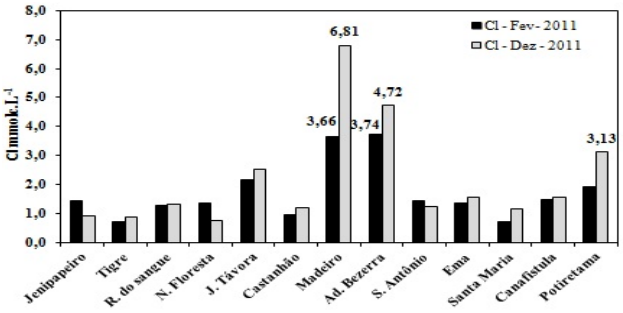


Gráfico 04 – Valores de cloretos em mmolc.L^{-1}

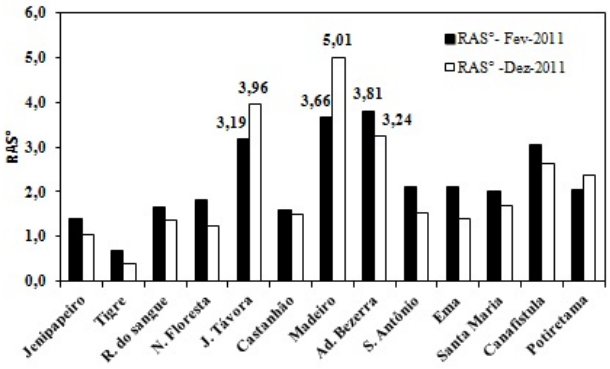


Gráfico 05 – Valores de RAS° para os dois períodos do ano

Quando relaciona a RAS^{o} com a salinidade da água de irrigação os resultados apontam uma moderada restrição de uso podendo ocasionar perda de permeabilidade do solo. Os resultados de RAS^{o} entre 0,4 e 5,1 combinado com baixo valores de CE aumentam o risco de sodicidade. De acordo com Ayers e Westcot, (1999) os sais da solução do solo têm um efeito floculante, oposto ao efeito dispersante do sódio trocável, dessa forma, para uma mesma RAS, o risco de sodicidade será menor quanto maior for a CE da água. Na Tabela 4 estão expostos as restrições do uso da água nas duas campanhas.

Reservatórios	1ª Campanha			2ª Campanha		
	RAS^{0}	CE mmolc.L^{-1}	Restrição	RAS^{0}	CE mmolc.L^{-1}	Restrição
Jenipapeiro	1,39	0,390	Moderada	1,03	0,194	Severa
Tigre	0,69	0,230	Moderada	0,40	0,126	Severa
R. do Sangue	1,67	0,270	Moderada	1,37	0,272	Moderada
N. Floresta	1,82	0,300	Moderada	1,22	0,254	Moderada
J. Távora	3,19	0,470	Moderada	3,96	0,572	Moderada
Castanhão	1,60	0,296	Moderada	1,50	0,277	Moderada
Madeiro	3,66	0,690	Moderada	5,01	1,088	Moderada
Ad. Bezerra	3,81	0,610	Moderada	3,24	0,813	Moderada
S. Antônio	2,11	0,340	Moderada	1,54	0,220	Moderada

Ema	2,11	0,330	Moderada	1,41	0,401	Moderada
Santa Maria	2,01	0,260	Moderada	1,68	0,337	Moderada
Canafistula	3,04	0,350	Moderada	2,63	0,429	Moderada
Potiretama	2,04	0,390	Moderada	2,37	0,577	Moderada

Tabela 4 - Restrição de uso da água dos reservatório para as duas campanhas combinando os valores da RASº e da CE

Para os demais íons Ca^{2+} e Mg^{2+}, todos os reservatórios pesquisados não apresentaram restrição para uso na irrigação com valores da soma iônica sempre abaixo aos de referência (<5,0 molc.L^{-1}).

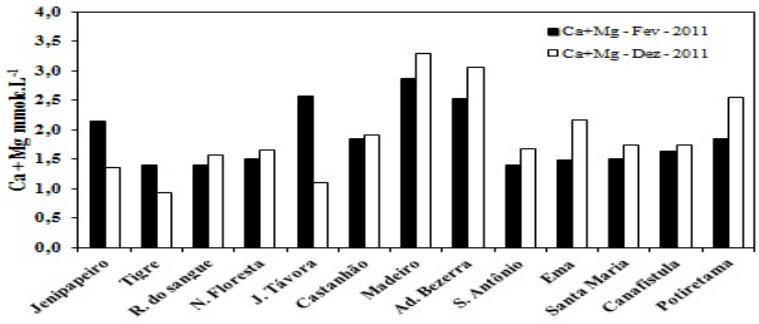


Gráfico 06 – Valores de cálcio mais magnésio para os dois períodos do ano

CONCLUSÃO

1. Em relação ao pH dois açudes apresentam restrição de uso quanto ao uso na irrigação, os açudes Madeiro e Potiretama apresentaram valores maiores que 8,5 necessitando de correções para o uso na irrigação.
2. Com relação à presença dos íons carbonato e bicarbonato para os dois períodos estudados 69% dos açudes (09 açudes) se classificaram com moderada restrição para o uso na irrigação.
3. A Condutividade elétrica dos açudes Madeiro e Adauto Bezerra se apresentaram com maior salinidade com condutividade elétrica maior que 700 µS.cm^{-1} na segunda campanha, classificados com moderada restrição.
4. Três açudes apresentaram teor de cloretos tóxicos às plantas (açudes Madeiro, Adauto Bezerra e Potiretama) com valores acima do limite recomendado pela literatura (0 a 3,0 mmolc. L^{-1}).

5. Em relação à (RAS°) combinado com a condutividade elétrica a Bacia Hidrográfica do Médio Jaguaribe encontrou-se para os aspectos de qualidade de água para irrigação com moderada restrição para os 13 açudes.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, O. A. ***Qualidade da Água de Irrigação.*** Cruz das Almas – BA. Embrapa. 2010. 234p.

AYERS, R. S.; WESTCOT, D. W. ***A qualidade da água na agricultura.*** Campina Grande: UFPB, 1991. 218 p.

APHA – ***Standard methods for the examination of water and wastewater***. 21ª edição. 2005. 1368p.

GONDIM, R.S.; TEIXEIRA, A. S.; ROSA, M. F.; FIGUEIREDO,M. C. B.; PEREIRA, P. M.;COSTA, C. A. G.; SABINO, K. V.- ***Diagnóstico da Agricultura Irrigada no Baixo e Médio Jaguaribe. Revista Econômica do Nordeste.*** Fortaleza, V.35, n°3, jul-set. 2004.

A MENSAGEM JUDAICO-CRISTÃ E A ÁGUA NO RIO BEBERIBE

Sávio Silva de Almeida[1] e Mônica Cox de Britto Pereira[2]

[1]Mestrando do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio ambiente da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Recife, Pernambuco - Brasil. E-mail: savio_eco@hotmail.com. Bolsista: CAPES. Endereço postal: Av. professor Moraes Rego, s.n. CEP 50.670-420. Bairro: Várzea. Cidade: Recife. UF: PE. País: Brasil. [2]Orientadora e professora adjunta do Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio ambiente da Universidade Federal de Pernambuco – UFPE, Recife, Pernambuco – Brasil. E-mail: monicacox@ig.com.br. Endereço postal: Av. professor Moraes Rego, s.n. CEP: 50.670-420. Bairro: Várzea. Cidade: Recife. UF: PE. País: Brasil.

Resumo: Enquanto a mensagem judaico-cristã vê o ser humano como portador de uma dignidade inalienável e os países-membro da Organização das Nações Unidas em 1948, em Paris, adotaram a Declaração Universal dos Direitos do Homem, que segue a mesma linha de pensamento, o que se tem 64 anos após esta declaração, 67 anos após a famigerada 2ª guerra mundial, são as indesejadas e permanentes violações de direitos humanos. O presente trabalho demonstra a importante contribuição da mensagem judaico-cristã no desenvolvimento da ideia de dignidade humana como hoje a humanidade a concebe. A despeito da ignorância que se grassa nos meios jurídicos universais sobre a contribuição da mensagem judaica para o direito universal, o presente artigo enfrentou este problema, no sentido de partir de um estudo feito da mesma junto com a mensagem cristã e encontrar nestas mensagens fundamentos dos direitos humanos, não apenas fundamentos religiosos, mas também fundamentos jurídicos, que fundamentem solidamente a água como um direito humano, fundamental para a qualidade de vida. Apontando, porém, o enorme abismo que separa os ideais presentes na mensagem judaico-cristã e nas declarações de direitos humanos e a realidade vivida por muitas pessoas, às margens do rio Beberibe.

Palavras-chave: dignidade humana, direitos humanos, moradia.

INTRODUÇÃO

“A dignidade da pessoa humana é o valor e o princípio subjacente ao grande mandamento, de ordem religiosa, do *respeito ao próximo*. Todas as pessoas são iguais e têm direito a tratamento igualmente digno.” (BARROSO, 2011, p. 272). A ideia da dignidade humana é o valor mais antigo da humanidade, que foi herdado pela legislação e pelo pensamento moderno da bíblia judaica (DOLINGER, 2010). E é na ideia da dignidade humana, como hoje os modernos a concebem, que se encontra, também, uma das maiores contribuições do cristianismo para o pensamento moderno (FERRY, 2010). Há uma interligação entre a mensagem judaica e a cristã, no sentido de despertarem a consciência da humanidade para o respeito aos direitos humanos, cujo princípio é a promoção e proteção da dignidade humana.

> Não é preciso ser muito perspicaz para se dar conta de que ao longo da história o fato religioso sempre ocupou um lugar muito importante, tanto positiva como negativamente, na criação, no estabelecimento e na aplicação dos direitos humanos. Podemos dizer que sem o cristianismo e seu imaginário ético/moral a reflexão ocidental sobre os direitos do homem teria sido, se não impossível, bastante improvável. (ORTEGA, 2005, p. 97).

Para Barroso (2011, p. 273) “A transposição do princípio da dignidade da pessoa humana dos planos religioso e ético para o domínio do direito não é uma tarefa singela.” E prossegue afirmando que:

> Logo após a Segunda Guerra Mundial, passou ele a figurar em documentos internacionais, como a Declaração dos Direitos Humanos (1948), e em Constituições como a italiana (1947), a alemã (1949), a portuguesa (1976) e a espanhola (1978). Na Constituição brasileira de 1988 vem previsto no art. 1º, III, como um dos fundamentos da República. (BARROSO, 2011, p. 273).

A dignidade humana está no núcleo essencial dos direitos humanos (BARROSO, 2011; COMPARATO, 2010; MARMELSTEIN, 2011). Por sua vez, o direito humano ao meio ambiente ecologicamente equilibrado (que impõe a proteção dos recursos hídricos) é considerado um direito de terceira geração (ANTUNES, 2012; COMPARATO, 2010; MILARÉ, 2009). Sendo assim, pode-se concluir que a proteção e a promoção da dignidade humana é o que está em jogo quando se fala em proteger a água, pois: “[...] a água que falta para beber atinge o homem em sua necessidade mais básica – o direito à vida.” (GRANZIERA, 2006, p. 225).

Os municípios de Recife, Olinda e Jaboatão dos Guararapes se apresentam ocupados por uma população de 2.126.742 habitantes, dentre os quais 1.114.593 são pessoas pobres. Da população pobre, 719.385 pessoas ocupam 535 áreas – assentamentos - de pobreza, concentradas nos municípios de Recife, Olinda e Jaboatão dos Guararapes. Esses assentamentos se caracterizam por uma ocupação intensiva de áreas de risco e insalubres, vazios urbanos e periferias, situadas em baixios e morros, sujeitos a alagamentos, deslizamentos e desmoronamentos (FIDEM, 2000). Às margens do rio Beberibe, em seu baixo trecho, as situações encontradas são como as que se apresentam nas fotos abaixo (Foto 1 e Foto 2), que apresentam a região situada entre a ponte da Av. Correia de Brito e a passarela de Chão de Estrelas, que segundo o FIDEM (2000) está localizada na Unidade de Esgotamento 23.



Foto 1: Favela Beira Rio – Área de estudo, em destaque.

Fonte: FIDEM - FUNDAÇÃO DE DESENVOLVIMENTO MUNICIPAL (Recife). **Programa de infra-estrutura em áreas de baixa renda da RMR.** Recife, 2000.



Foto 2: Favela Beira Rio – Ocupação às margens do rio Beberibe.

Fonte: o autor deste trabalho.

Diante das condições presentes (a sociedade brasileira fundada num Estado de Direito, que reconhece a primazia dos direitos humanos, bem como a sociedade brasileira como uma sociedade democrática) o exercício da cidadania, através de sua valorização e efetivação, pode construir uma sociedade mais justa e que protege os seus recursos hídricos, como segundo o FIDEM (2000) reconheceram os poderes constituídos, que podiam e ainda podem intervir na promoção da melhoria da qualidade de vida das pessoas que moram às margens do rio Beberibe, bem como na qualidade ambiental da Bacia Hidrográfica do mesmo, ao criar o PROMETRÓPOLE.

MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho reúne uma extensa revisão bibliográfica, bem como a reunião de alguns documentos publicados por alguns órgãos governamentais envolvidos no PROMETRÓPOLE, experiências ligadas a visitas a campo e fotografias.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

1. A dignidade da pessoa humana no pensamento judaico-cristão

"Historicamente, a excelência do homem no mundo foi justificada a partir de três perspectivas, complementares e não excludentes: a religiosa, a filosófica e a científica." (COMPARATO, 2006, p. 481). E a afirmação bíblica de que o homem foi criado à imagem de Deus é o ponto de partida para a radicalmente igual dignidade que pertence a cada ser humano. A nobreza e a dignidade foram introduzidas no homem, ao ser equiparado ao Deus. Sem contar com a afirmação talmúdica de que fora colhido em todos os cantos da terra o barro com o qual o homem foi criado, para simbolizar a igualdade dos seres humanos (DOLINGER, 2010). "A Bíblia apresenta, assim, o homem como situado entre o Céu e a Terra, um ser a um só tempo celeste e terreno." (COMPARATO, 2006, p. 483). Porém, é importante observar que em várias outras tradições religiosas a elevada condição humana também foi afirmada, como no mito grego de Prometeu (COMPARATO, 2006). Para Jacob Dolinger (2010, p. 446):

> A história do pensamento humano através de todos os tempos, abrangendo todos os povos que deixaram sua marca na filosofia e na teologia, inspirou-se na ideia da dignidade pessoal do ser humano. Vamos encontrar o princípio fortemente inserido na moral, na ética, na religião, na filosofia e, modernamente, também na psicologia.

"O pensamento judaico valoriza a vida de toda pessoa, sendo cada ser humano considerado único e insubstituível; por isto, diziam os talmudistas que quem mata uma pessoa é como se tivesse causado a destruição do mundo." (DOLINGER, 2010, p. 459). O direito judaico se apresenta como o início de uma revolução de valores na relação entre o direito e a dignidade humana (DOLINGER, 2010). Pois:

> [...] é errôneo pensar que a Bíblia de Moisés é um livro de religião. Não se nega em absoluto o conteúdo religioso da obra, nem a influência religiosa sobre a parte jurídica, mas isto era a característica de todo o direito antigo e, de certa forma, o fator religioso continua tendo influência sobre certos aspectos do direito dos tempos modernos. Praticamente desconhecida a

> riqueza de conteúdo jurídico desta obra de aproximadamente 100 sucessivas gerações, que abrange todos os ramos do direito privado e do direito público. (DOLINGER, 2010, p. 457).

Ao analisar a Declaração Universal dos Direitos do Homem e do Cidadão, de 1789, da França e, nos Estados Unidos, a Declaração de Virgínia de 1776, bem como a Declaração Universal dos Direitos Humanos, de 1948, pode-se observar uma continuidade nos valores transcendentais (dentre eles está a dignidade humana) que tiveram início no Gênesis e, que mesmo constantemente desrespeitados, continuam a ser o ideal da humanidade (DOLINGER, 2010). O cristianismo, que como o judaísmo tem sua origem no Gênesis, para Luc Ferry (2010) trouxe para o nosso universo democrático a noção de que a humanidade é uma e que os homens são iguais em dignidade, ideia incrível para a época em que a mesma surgiu. Razão pela qual nos afirma Luc Ferry (2010, p. 61):

> [...] existem no conteúdo do cristianismo – especialmente no plano moral, das ideias que, mesmo para os incrédulos, têm ainda hoje enorme importância – ideias que, uma vez separadas de suas fontes puramente religiosas, vão adquirir tal autonomia que serão retomadas pela filosofia moderna, e mesmo por ateus.

A dignidade da pessoa humana encontra seus alicerces no pensamento judaico (COMPARATO, 2006; DOLINGER, 2010; DOLINGER, 2009), mas, também, encontramos os mesmos alicerces no pensamento cristão (COMPARATO, 2006; DOLINGER, 2009; ORTEGA, 2005) e ainda encontramos os mesmos alicerces no pensamento islâmico, pois nas três grandes religiões monoteístas a dignidade do ser humano se situa na sua dupla condição: a de criatura moldada à imagem e semelhança de Deus e a de criatura beneficiária do favor divino (COMPARATO, 2006).

2. Direitos humanos

Reconhece-se, em toda parte, que, exatamente, porque se está diante de exigências de respeito à dignidade humana, os direitos humanos valem independente de sua declaração nas constituições, como forma de proteger a humanidade contra toda forma de poder opressor (COMPARATO, 2010; MARMELSTEIN, 2011; ALMEIDA; APOLINÁRIO, 2009). A expressão direitos humanos refere-se aos direitos positivados nas declarações e convenções internacionais, bem como a concretização das exigências relacionadas à liberdade, dignidade e igualdade da pessoa humana que não alcançaram

um estatuto-jurídico positivo (ALMEIDA; APOLINÁRIO, 2009; COMPARATO, 2010; MARMELSTEIN, 2011).

Para encerrar este tópico segue a mensagem do ilustre professor Jacob Dolinger (2009, p. 16 e 17):

> Gostaria de deixar esta mensagem aos jovens que estão no processo de iniciação para uma vida ligada ao direito: não há direito – que em sua essência visa garantir a justiça, como formulado por Ulpiano – sem a tolerância pelo outro e sem o respeito pelo que é do outro, não há vida individual em paz com o universo, como formulado por Kelsen, sem a compreensão pelas necessidades do coletivo e de cada membro da coletividade, mensagem de que o direito pode ser uma norma fria e até cruel quando desvestido do espírito que o vivifica, mensagem de que a convivência humana em harmonia e tranquilidade requer alma e não só norma, amizade e não apenas regras, que o respeito pelo alheio – base fundamental das relações humanas – não é alcançável sem amor pelo semelhante. Nesta mensagem vão se unir as lições religiosas do judeo-cristianismo, a filosofia dos gregos e o espírito jurídico dos romanos, numa magnífica confluência de propósitos que a nós todos cabe materializar em nossas vidas privadas e em nossa atuação profissional, trazendo nossa colaboração para uma vida erigida sobre o Direito e o Amor.

3. Água e moradia

A vida com dignidade, ou em outras palavras, a qualidade de vida está diretamente ligada a "[…] aqueles aspectos que se referem às condições gerais da vida individual e coletiva: habitação, saúde, educação, cultura, lazer, alimentação etc." (MILARÉ, 2009, p. 1331). Ou seja, o conceito apresentado refere-se aos aspectos de bem-estar social que podem ser alcançados através do desenvolvimento da infraestrutura necessária que suporte o bem-estar das pessoas (MILARÉ, 2009).

A despeito da centralidade da moradia na vida de cada pessoa, poucos direitos humanos são violados tão frequentemente como o direito humano à moradia (UN-HABITAT, 2003). Nas visitas a campo, observou-se que a localização mais do que qualquer outro fator determina a intensidade com a qual os recursos hídricos serão impactados, seja pelo despejo de esgotos domésticos, seja pelo lançamento dos resíduos sólidos, uma vez que as moradias localizadas às margens do rio Beberibe, justamente por não disporem de rede de esgotamento, induzem naturalmente seus moradores a lançar o esgoto de forma direta no rio, sem tratamento.

Destarte, percebe-se assim como são realmente indivisíveis os direitos humanos, de acordo com o entendimento adotado pela Declaração Universal dos Direitos do

Homem, de 1948, adotada em Paris, pois a violação, neste caso, do direito humano à moradia (direito social, de 2ª geração), implica na violação do direito humano à água e a paz (direitos de 3ª geração) e ameaça o direito humano à vida (um direito civil, de 1ª geração), que implicam em sérias ameaças à dignidade humana. Para Amorim (2009) o rio Beberibe encontra-se limpo em área pouco urbanizada, porém ao aproximar-se dos centros urbanos, ao sofrer com as agressões do despejo de lixo e do esgoto sanitário, a perda da qualidade da água é evidente.

Neste sentido, o PROMETRÓPOLE é um programa do governo de Pernambuco que está atuando na área da bacia hidrográfica do rio Beberibe, através da implantação de infraestrutura em áreas de baixa renda da RMR (PROMETRÓPOLE, 2012). Cujo objetivo é promover a: "[…] melhoria das condições de habitabilidade e de desenvolvimento comunitário das [...] comunidades mais pobres da Bacia do Beberibe [...] contribuindo para a redução da pobreza e para a melhoria da qualidade ambiental da Região [...]." (PROMETRÓPOLE, 2012).

CONCLUSÕES

1 – A dignidade humana, como hoje a humanidade a concebe, possui raízes que remontam ao início do pensamento judaico-cristão, muito embora outras tradições religiosas tenham contribuído para a ideia de dignidade humana.

2 – Os direitos humanos representam um conjunto de direitos cuja finalidade fundamental é proteger e promover a dignidade humana, porém, não há direito que garanta a justiça sem o amor pelo semelhante, sem o respeito pela dignidade humana.

3 – A violação do direito humano a moradia implica a ameaça direita a outros direitos humanos, como o direito humano à agua, bem como a dignidade humana. Destarte, a promoção do direito humano à água implica a promoção do direito humano à moradia, no contexto do rio Beberibe.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, G. A. de A.; APOLINÁRIO, S. M. de O. S. **Direitos Humanos.** São Paulo: Atlas, 2009.

AMORIM, F. C. V. B. **As vozes dos que vivem à "margem dos rios urbanos:** uma análise do contexto socioambiental da ocupação urbana, através dos discursos da

população. 172 f., 2009. Dissertação (Mestrado em Meio Ambiente e Desenvolvimento). Universidade Federal de Pernambuco - Centro de Filosofia e Ciências Humanas. Recife, 2009.

ANTUNES, P. de B. **Direito ambiental.** 14. ed. São Paulo: Atlas, 2012.

BARROSO, L. R. **Curso de direito constitucional contemporâneo:** os conceitos fundamentais e a construção do novo modelo. 3. ed. São Paulo: Saraiva, 2011.

COMPARATO, F. K. **A afirmação histórica dos direitos humanos.** 7 ed. São Paulo: Saraiva, 2010.

_____. **Ética:** direito, moral e religião no mundo moderno. 3. ed. São Paulo: Companhia das Letras, 2006.

DOLINGER, J. Dignidade: o mais antigo valor da humanidade. Revista de Direito Constitucional e Internacional. RDCI 70/24. Jan-mar./2010. *In*: PIOVESAN, F.; GARCIA, M. (Org.). **Teoria geral dos direitos humanos.** São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2011. (Coleção doutrinas essenciais; v. 1).

_____. **Direito e amor e outros temas.** Rio de janeiro: Renovar, 2009.

FERRY, L. **Aprender a viver.** Rio de janeiro: Objetiva, 2010.

FIDEM- FUNDAÇÃO DE DESENVOLVIMENTO MUNICIPAL(Recife). **Programa de infra-estrutura em áreas de baixa renda da RMR.** Recife, 2000. 148 p.

GRANZIERA, M. L. M. **Direito de águas:** disciplina jurídica das águas doces. 3. ed. São Paulo: Atlas, 2006.

MARMELSTEIN, G. **Curso de direitos fundamentais.** 3 ed. São Paulo: Atlas, 2011.

MILARÉ, É. **Direito do ambiente:** a gestão ambiental em foco: doutrina, jurisprudência, glossário. 6 ed. São Paulo: Editora Revista dos Tribunais, 2009.

ORTEGA, J. Igreja protestante. 1999. *In*: **Os direitos humanos das mulheres nas religiões no século XXI:** I curso de outono da escola de teologia feminista (19, 20 e 21 de novembro de 1999). São Paulo: Edições Loyola, 2005.

PROMETRÓPOLE. **O programa PROMETRÓPOLE.** Disponível em: <http://www2.pro-metropole.pe.gov.br/web/prometropole/o-programa>. Acesso em: 12 jun. 2012.

UN-HABITAT. **Monitoring housing rights:** Developing a set of indicators to monitor the full and progressive realisation of the human right to adequate housing. Nairobi, 2003. Disponível em: < http://www.unhabitat.org/pmss/listItemDetails.aspx?publication ID=1749>. Acesso em: 16/03/2013.

CARAMUJOS TRANSMISSORES DE ESQUISTOSSOMOSE, CLONORQUÍASE E PARAGONOMÍASE: ASPECTOS SANITÁRIOS E AMBIENTAIS (PERNAMBUCO, BRASIL)

Silvano Lima do Nascimento Filho[1] & Girlene Fábia Segundo Viana[2]

[1]Graduando em Ciências Biológicas e bolsista de Iniciação Científica (PIBIC/UFRPE/CNPQ), e-mail: silvano.biouast@gmail.com; [2]Professora Adjunta III da Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UAST/UFRPE), e-mail: fabiaviana@yahoo.com.br. Laboratório de Bentos (LABENTOS). Serra Talhada, PE, Fazenda Saco, s/nº, 56903-970.

Resumo

A esquistossomose mansônica, conhecida como barriga d'água, a clonorquíase e paragonomíase são doenças transmitidas por moluscos. Essas infecções ocorrem em localidades com saneamento precário, sendo adquirida pela pele e mucosas devido ao contato do homem com águas contaminadas com as formas infectantes. O objetivo desse estudo é registrar a presença de gastrópodes intermediários de doenças veiculadas pelo mau uso dos recursos hídricos em Pernambuco. O estudo foi realizado no Rio Pajeú localizado no sertão pernambucano. As amostragens foram realizadas nos meses de maio e junho de 2012, onde foram escolhidos três pontos do rio com três repetições em cada ponto. O material foi etiquetado e colocado em sacos plásticos com álcool a 70%. No laboratório as amostras foram triadas com peneira de malha de 0,25mm em água corrente. Os moluscos foram identificados, quantificados e conservados em potes plásticos com álcool a 70%. Foram quantificados 79.457 moluscos, em que *M. tuberculatus* obteve 73.007 e *B. straminea* 6.450 indivíduos. Os mesmos foram presenciados em todos os pontos amostrados, e todos os pontos estavam suscetíveis a poluição de esgotos sanitários, e utilizados de diversas maneiras pela população que está sujeita ao risco de contaminação por *Schistosoma mansoni*, *Paragonimus westermani* e *Clonorchis sinensis*.

Palavras-have: *Biomphalaria straminea*, *Melanoides tuberculatus*, Contaminação

INTRODUÇÃO

A Organização Mundial de Saúde estima que na América Latina aproximadamente 40 milhões de metros cúbicos de águas residuais por dia são lançados nas águas superficiais, sendo que menos de 10 % deste volume tem tratamento prévio (FOREST & HIRATA, 1991). A concentração populacional em zonas urbanas atualmente é de 77% da população brasileira e está associada à falta de saneamento básico, o que vem ocasionando a frequente situação de lançamento dos despejos em corpos aquáticos de pequeno porte e com reduzida capacidade de assimilação (CABES, 1994). Em decorrência, observa-se que as maiores partes dos cursos d'água que cortam as cidades brasileiras são hoje verdadeiros escoadouros de esgotos a céu aberto, propiciando a veiculação hídrica de microrganismos patogênicos, constituindo-se, num dos principais meios de transmissão de doenças entéricas (BRANCO, 1986).

Uma pesquisa nacional sobre saneamento básico mostra que no Brasil apenas 47% dos esgotos são coletados através de redes e destes, apenas 5,4 % são tratados, pelo menos com decantação primária (CABES, 1994). No ano de 2000, a cada 14 segundos, morria uma criança vítima de doenças hídricas (WREGE, 2000).

Nas regiões áridas e semiáridas como o Nordeste do Brasil, a água é um elemento escasso do qual depende a sobrevivência humana. A falta de recursos hídricos de boa qualidade sanitária nessas áreas tem levado ao emprego indiscriminado para diversos usos de águas de córregos, açudes e rios, que na maioria das vezes estão contaminados por águas residuais de origem doméstica, industrial e agrícola. A poluição destas águas com material fecal introduz microrganismos patogênicos e as transformam em um veículo de transmissão de doenças infecciosas enteropatogênicas, pela qual são responsáveis em cerca de 50 % das doenças entéricas principalmente em países emergentes (BONILHA, 1986).

Um dos casos mais graves veiculadas pela água devido à falta de recursos hídricos de qualidade é a esquistossomose mansônica que é uma das parasitoses mais prevalentes no mundo, sendo endêmica em 76 países (ENGELS *et al*., 2002). Esta é uma doença intimamente associada à pobreza e ao baixo nível de desenvolvimento econômico, levando as populações a utilizarem águas contaminadas tanto para a agricultura, quanto para o trabalho doméstico e lazer (KATZ & PEIXOTO, 2000). O grande número de pessoas infectadas e as constantes migrações da população em busca

de melhores condições de vida fazem com que os portadores humanos da esquistossomose sejam encontrados em todo o território nacional (TELES, 2005).

A esquistossomose mansônica, conhecida popularmente como barriga d'água ou xistose, é uma infecção provocada por vermes platelmintos, classe dos Trematódeos, do gênero *Schistosoma***,** que têm como hospedeiros intermediários caramujos de água doce, e que podem evoluir desde formas assintomáticas até formas clínicas extremamente graves (FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE, 2007). A doença ocorre em localidades sem saneamento ou com saneamento básico inadequado, sendo adquirida pela pele e pelas mucosas devido ao contato do homem com águas contaminadas com as formas infectantes de *Schistosoma mansoni*. Entretanto, para que ocorra a transmissão da doença, é indispensável à presença do homem na condição de hospedeiro definitivo, pela qual excreta os ovos do verme pelas fezes, e dos caramujos aquáticos do gênero *Biomphalaria*, que atuam como hospedeiros intermediários, liberando as larvas infectantes do *S. mansoni* nas coleções hídricas utilizadas pelos seres humanos susceptíveis à doença. Outro grave problema causado devido ao mau manuseio das águas superficiais são as doenças veiculadas por espécies invasoras não nativas como o tiarídeo *Melanoides tuberculatus* (Müller, 1774). A crescente invasão desta espécie no Brasil é preocupante, principalmente por ser um vetor de enfermidades de veiculação hídrica, como a paragonomíase e clonorquíase (PAMPLIN, 1999) endêmicas da Ásia Oriental (FERNANDEZ *et al.,*2003). A primeira é uma infecção pulmonar crônica, causada por o trematódeo *Paragonimus westermani* (Kerbert, 1878) o que mais infecta o homem. No Brasil, casos desta zoonose foram detectados em imigrantes (CORRÊA & CORRÊA, 1977).

Tendo em vista a participação de *M. tuberculatus* no ciclo biológico de várias espécies de trematódeos em diferentes localidades do mundo, bem como os relatos preliminares sobre a infecção desse molusco por larvas de trematódeos no Brasil, os estudos relacionados a aspectos biológicos e taxonômicos destes helmintos são necessários uma vez que estes tiarídeos podem estar envolvidos na introdução e manutenção de parasitos de interesse médico-veterinário no país. Desta maneira, o objetivo deste estudo é registrar a presença de gastrópodes intermediários de doenças veiculadas pelo mau uso dos recursos hídricos no Estado de Pernambuco.

MATERIAL E MÉTODOS

Caracterização da Área de Estudo

O rio Pajeú nasce na serra do Balanço, no município de Brejinho, entre os Estados de Pernambuco e Paraíba, onde banha 15 cidades sertanejas. A bacia hidrográfica do referido rio é a maior de Pernambuco, com uma área de 16.838.70 km², correspondendo a 17,02% da área do Estado (SALES, 2001).

O presente estudo foi realizado nos trechos do rio Pajeú, pertencente à Floresta-PE (8º36'02"S e 38º34'05"W) e Calumbi-PE (07º56'29"S e 38º09'00" W) (Figura 1). O município de Floresta está situado na mesorregião do São Francisco e microrregião do Sertão de Itaparica, ocupando uma área de 3.674,9km², a 316 metros de altitude, com temperatura média anual de 26,1ºC e sua vegetação predominante é a Caatinga Hiperxerófila. O município de Calumbi está situado a uma altitude de 446 metros de altitude e ocupando uma área de 221km², seu clima é semiárido quente com uma temperatura média anual de 24,8ºC e sua vegetação é constituída por Caatinga Hiperxérofila. (IBGE, 2010).

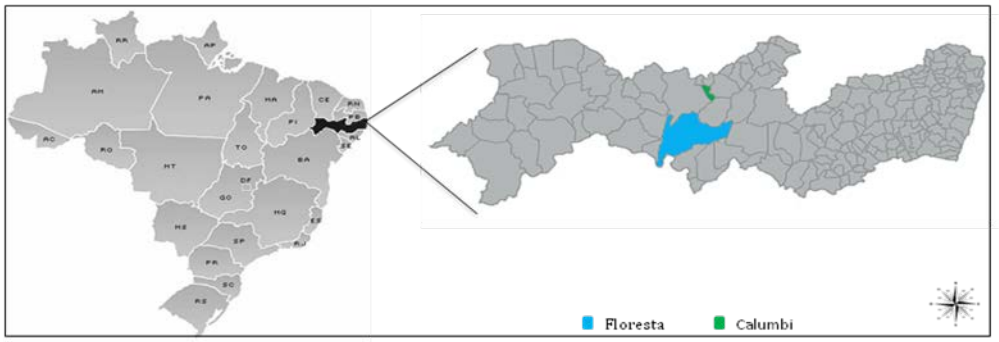


Figura 1: Localização dos municípios de Floresta e Calumbi. Fonte: NASCIMENTO-FILHO, S.L.

Amostragem

As coletas foram realizadas em maio e junho de 2012. Para tal, foram selecionados três pontos no município de Floresta e dois pontos no município de Calumbi e realizadas três repetições em cada ponto, com o auxilio de puçá com abertura de malha de 2 mm e um esforço de captura de 2 minutos. O material coletado foi acondicionado em sacos plásticos etiquetados fixados em álcool a 70% e levados ao Laboratório de Bentos da Unidade Acadêmica de Serra Talhada para posterior análise.

As amostras foram triadas com a utilização de uma peneira com abertura de malha de 0,25 mm sob água corrente, e os moluscos coletados foram identificados através de estereomicroscópio e bibliografia pertinente com a ajuda da pesquisadora

Titular do Instituto Oswaldo Cruz/ FIOCRUZ, Silvana Aparecida Rogel Carvalho Thiengo.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Registro Qualitativo dos Impactos Antrópicos no Rio Pajeú, Floresta/Calumbi, Pernambuco

Apenas 15,62% dos ribeirinhos do Pajeú, têm banheiros, enquanto 84,38% eliminam seus dejetos ao ar livre. A utilização da água para diversas atividades: ao longo do rio foi possível observar a realização de atividades de lavanderia, lazer, pesca e limpeza de veículos e dessedentação de animais. O despejo de lixo e entulhos em Floresta (Figura 2B): se registrou antropização com deposição de resíduos sólidos inorgânicos, além da presença dos resíduos orgânicos, fato possivelmente associado a maior concentração de moradores, banhistas e lavadeiras no local. Segundo Dorst (1995), a poluição de corpos limínicos está associada com o aumento populacional e com o elevado grau de urbanização.

Despejo de efluentes (Figura 2A): Nos trechos Floresta e Calumbi apresentam saneamento básico deficitário, fato comum no Sertão pernambucano, onde os efluentes domésticos são eliminados diretamente nos mananciais ou passam por uma lagoa de decantação não aerada, onde finaliza nos recursos hídricos. O canal de esgoto doméstico que percorre a cidade tem seu escoamento no rio Pajeú. Os efluentes são oriundos especialmente da eliminação dos esgotos domésticos, resíduos industriais e hospitalares. Além disso, os afluentes do rio Pajeú, localizados no município de Floresta, são impactados com os resíduos do Matadouro Público e o chorume do lixão. Os devidos impactos antrópicos são preocupantes, principalmente no município de Calumbi por estar presente entre os dez municípios que tiveram os piores indicadores de mortalidade infantil.



Figura 2: A) Despejos de efluentes em Calumbi; B) Despejos de lixo e entulhos em Floresta. Fonte: NASCIMENTO-FILHO, S.L.

Registro Quali-Quantitativo dos hospedeiros intermediários de trematódeos

Foi coletado um total de 79.457 indivíduos, onde *Melanoides tuberculatus* correspondeu a 92% (n = 73.007) e *Biomphalaria straminea* a 8% (n= 6.450) indivíduos de todo o período estudado. A maior presença de *M. tuberculatus* se dá devido a sua grande capacidade de colonizar diferentes ambientes e de se reproduzir por partenogênese. Do ponto de vista, ecológico este gastrópode pode ser responsável pela alta competição por recursos limitados com outros moluscos nativos, podendo levá-los a extinção e consequentemente a baixa riqueza dos ecossistemas aquáticos. Um ponto importante é com relação à saúde humana, por esta espécie ser hospedeira intermediária de trematódeos, como a *Paragonimus westermani* que afeta os pulmões e *Clonorchis sinensis* que afeta o fígado. Essas duas doenças são mais raras devido ao fato que o homem tem que entrar em contato com o hospedeiro intermediário na forma de ingestão alimentar, causado pelo hábito de comer cru. O aumento da dispersão da mesma torna-se preocupante, por representar um risco potencial à biodiversidade local e às condições sanitárias dos recursos hídricos da região, sendo necessário o acompanhamento e também medidas para o seu controle.

O baixo número de *B. straminea* possivelmente é devido à competição com os *M. tuberculatus,* mas esse fato não deixa de ser relevante sobre o risco humano causado por essa espécie responsável pela a esquistossomose mansônica, uma das doenças veiculadas pela água que mais matam em escala mundial. Sua transmissão é causada por falta de condições sanitárias, principalmente próximas aos rios. A fácil infecção pelas cercárias se dá devido à falta de saneamento básico e pelo diversos usos das águas dos rios pelos seres humanos.

CONCLUSÕES

- Os dois trechos do rio estudados possuem condições físico-ambientais que favorecem a formação /manutenção de ciclos de vetores de transmissão de esquistossomose mansônica.

- A necessidade de uma revitalização do saneamento básico da cidade se faz necessária, o qual apresenta um sistema deficitário e com alto risco de contaminação por esquistossomose, paragonimíase e clonorquíase da população dos dois municípios.

- Em todos os pontos do rio estudados ocorreram à presença de *B. straminea* e *M. tuberculatus* em que todos estavam suscetíveis a poluição de esgotos sanitários, e utilizados por diversas maneiras pela população, que apesar da baixa incidência da doença, está sujeita ao risco de contaminação por *S. mansoni*, *Paragonimus westermani* e *Clonorchis sinensis*.

- Os trechos estudados apresentaram um alto valor numérico das espécies intermediárias de trematódeos, o que é um fato preocupante devido aos riscos de contaminação da população.

- Os resultados óbitos servem como subsídios para prover as autoridades insumos e dados de como a doença vem se comportando. Podendo também sugerir cenários futuros de comportamento para planejamentos estratégicos de aperfeiçoamento na utilização de recursos no combate e prevenção da doença no estado de Pernambuco.

REFERÊNCIAS

BONILHA, P.R.M. Microrganismos indicadores de contaminação fecal e enteropatogênicos em hortaliças e suas águas de irrigação. São Paulo - SP. (Dissertação de Mestrado – Faculdade de Ciências Farmacêuticas – Universidade de São Carlos). p.81, 1986.

BRANCO, S.M. Hidrobiologia Aplicada à Engenharia Sanitária. 3. ed. São Paulo: CETESB/ACATESB. 1986.

CABES XVII. Catálogo brasileiro de engenharia sanitária e ambiental: guia do saneamento ambiental no Brasil 1992/1993. Rio de Janeiro, ABES, 1994.

CORRÊA, L.L., CORRÊA, M.D.A. Prevalência de ectoparasitoses entre migrantes chegados ao Brasil oriundos de diferentes países. *Revista Instituto Adolpho Lutz*, v.37, p.141-145, 1977.

DORST, J. Antes que a natureza morra. 5. ed. São Paulo: Edgard Blücher, p.394, 1995.

ENGELS, D.; CHITSULO, L.; MONTRESOR, A.; SAVIOLI, L. The global epidemiological situation of schistosomiasis and new approaches to control and research. *Acta Tropical*. v.82, p.139-146, 2002.

FERNANDEZ, M. A., THIENGO, S. C.; SIMONE, L. R. L. Distribution of the introduced freshwater snail *Melanoides tuberculatus* (Gastropoda: Thiaridae) in Brazil. *Nautilus*, v.117, n.3, p. 78-82, 2003.

FOREST, S.S.D.; HIRATA, R.C.A. Determinación del riesgo de contaminación de aguas subterráneas: una metodología basada en datos existentes**.** CEPIS. p.81, 1991.

FUNDAÇÃO NACIONAL DE SAÚDE. Vigilância e controle de moluscos de importância epidemiológica. In: Secretaria de Vigilância em Saúde. Programa de vigilância e controle da Esquistossomose (PCE): diretrizes técnicas. 2a ed. Brasília: Ministério da Saúde. 2007.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Floresta – PE. IBGE Cidades@. 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/painel/painel. php?codmun=26 0570#>. Acessado em: 25 fev. de 2013.

KATZ, N.; PEIXOTO, S.V. Análise crítica da estimativa do número de portadores da esquistossomose mansoni no Brasil. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical*, v.33, n.3, p. 303-308, 2000.

PAMPLIN, P.A.Z. Avaliação da qualidade ambiental da represa de americana (SP) com ênfase no estudo da comunidade de macroinvertebrados bentônicos e parâmetros ecotoxicológicos. Dissertação - Escola de Engenharia de São Carlos, Universidade de São Paulo, São Carlos, p. 111, 1999.

SALES, L. T. Avaliação dos peixamentos realizados em açudes das bacias hidrográficas dos rios Brígida, Terra Nova, Pajeú e Moxotó (Pernambuco – Brasil). 2001. 108 f. Dissertação (Pós-Graduação em Gestão e Políticas Ambientais) Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2001.

TELES, H.M.S. Distribuição geográfica das espécies dos caramujos transmissores de *Schistosoma mansoni* no Estado de São Paulo. *Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical.* v.38, n.5, p.426-432, 2005.

WREGE, M. A ética da água. InformANDES v.96, n.12, 2000.

ANÁLISE DAS ÁREAS SUCEPTÍVEIS A ALAGAMENTO NA CIDADE DE CAMPINA GRANDE, PARAÍBA, BRASIL

Suellen Silva Pereira
Geógrafa, Mestre em Meio Ambiente e Desenvolvimento – UFPB/UEPB, Doutoranda em Recursos Naturais – UFCG e em Geografia – UFPE, Bolsista CNPq, Rua Aprígio Veloso, 882 – Bodocongo, Campina Grande - PB, 58109-900, suellenssp@hotmail.com
Telma Lucia Bezerra Alves
Geógrafa, Especialista em Manejo Ecológico de Bacias Hidrográficas, Mestre e Doutoranda em Recursos Naturais – UFCG, Bolsista CNPq, Rua Aprígio Veloso, 882 – Bodocongo, Campina Grande - PB, 58109-900, telmalu@yahoo.com.br
Rosires Catão Curi
Ph.D. em Systems Design Engineering pela University of Waterloo, Canada. Professora dos Programas de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental e de Recursos Naturais da UFCG , Rua Aprígio Veloso, 882 – Bodocongo, Campina Grande - PB, 58109-900, rosirescuri@yahoo.com.br

Resumo
A região de Campina Grande-PB, de porte médio e crescente urbanização, têm apresentado casos de inundações decorrentes de eventos extremos de precipitação. Estas inundações afetam significativamente a dinâmica da população uma vez que os alagamentos dificultam a mobilidade urbana, desencadeiam deslizamentos de encostas, inundam casas e causam prejuízos econômicos e sociais. Neste sentido, o presente trabalho objetiva caracterizar e avaliar as consequências de um evento climático ocorrido na cidade em 2011, as ações realizadas pela Defesa Civil local. Para tanto, utilizou-se uma série de dados pluviais (1962-2011) e imagens urbanas obtidas junto ao Google Earth para identificar e analisar as áreas sujeitas a alagamentos. Os principais resultados destacam que, havendo ocorrência de fortes precipitações, há no sistema urbano da cidade uma susceptibilidade a alagamentos, ocasionando riscos diversos e aumentando a vulnerabilidade nas áreas mais carentes.
Palavras-chave: Planejamento urbano; Vulnerabilidade; Precipitação pluvial.

INTRODUÇÃO

O planejamento urbano, de acordo com Cintra (1974 *apud* CARVALHO, 2009), define-se como bem público de segundo grau, ou seja, como política cujos objetivos gerais não são espontaneamente alcançados. Ela procede à mediação entre os objetivos fixados e os resultados finais e, dessa forma, distingue-se de resultados obtidos quando os agentes públicos desenvolvem ações isoladas para a provisão de equipamentos e serviços públicos. É por meio do planejamento que se faz o reconhecimento de problemas, seu diagnóstico e as indicações para a sua solução. O que também é observado por Marques (2005), quando este afirma que o planejamento sempre foi o ponto central do desenvolvimento urbano, com repercussões na qualidade de vida.

Quando reporta-se ao processo de urbanização do Brasil, Jorge (2011) o caracteriza pela apropriação do mercado imobiliário das melhores áreas e pela ausência, quase que completa, de áreas urbanizadas destinadas à moradia popular, o que levou a população de baixa renda a buscar alternativas de moradia, ocupando áreas vazias desprezadas pelo mercado imobiliário, nesse caso, áreas ambientalmente frágeis, como margens de rios, mangues e encostas íngremes, o que aumenta a vulnerabilidade tanto das áreas já naturalmente frágeis como das pessoas que ali constroem suas moradias.

Fato este também observado por Oliveira, *et. al.* (2011), ao afirmarem que a construção desordenada das edificações, muitas vezes ocupando áreas impróprias como margem de mananciais, vertentes íngremes, topos de morro, fundos de bacias, com infraestrutura pública de drenagem precária, etc., evidenciam a configuração de diferentes níveis de fragilidade espacial, face às suscetibilidades a ocorrência de eventos climáticos extremos. Tundisi e Tundisi (2011) destacam que a urbanização tem grandes consequências, alterando substancialmente a drenagem e produzindo problemas à saúde humana, além de impactos como enchentes e desastres provocados pelo desequilíbrio no escoamento e alteração na drenagem natural dos rios.

Neste sentido, o presente trabalho objetiva caracterizar e avaliar as consequências de um evento climático ocorrido na cidade de Campina Grande, Paraíba, no ano de 2011, bem como as ações realizadas pela Coordenadoria de Defesa Civil municipal, apresentando considerações pertinentes sobre a temática abordada.

MATERIAL E MÉTODOS

Campina Grande está localizada na mesorregião Agreste Paraibano, distante 120 Km da capital João Pessoa, situada entre as coordenadas: -35°09’00’’ e -07°02’00’’, com altitude variando entre 550 à 558m. De acordo com o IBGE (2010), a população da cidade é de 385.213 habitantes, deste total, 95,33% encontra-se na zona urbana. O município está inserido na unidade geoambiental do Planalto da Borborema, formada por maciços e outeiros altos. A área da unidade é recortada por rios perenes, porém de pequena vazão e o potencial de água subterrânea é baixo. O clima é do tipo Tropical Chuvoso, com verão seco, a estação chuvosa se inicia em março com término em agosto (CPRM, 2005). A cidade está localizada na bacia do Rio Bodocongó e é contribuinte da

bacia do Médio Rio Paraíba, receptor da maior parte dos esgotos brutos e do efluente final da cidade. A Figura 1 apresenta a cidade em estudo.

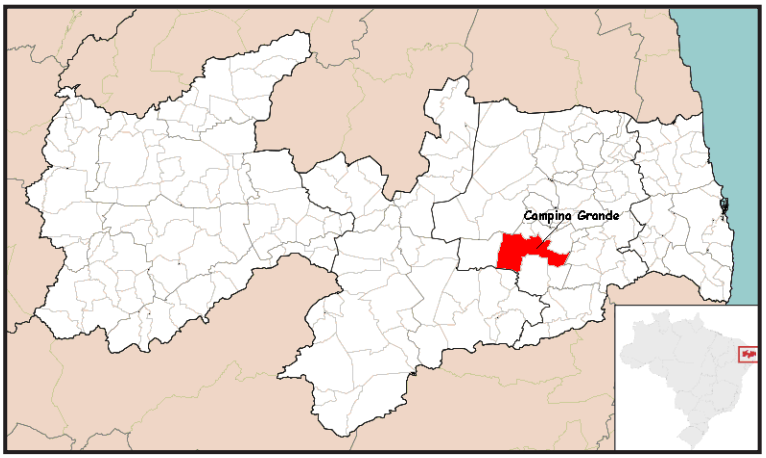


Figura 1: Localização do município de Campina Grande no Estado da Paraíba.
Fonte: Google Maps (http://maps.google.com.br/maps?hl=pt-BR&tab=ll - Adaptado pelas autoras, 2012)

Para realização da presente análise, fez-se uso de dados diários e mensais de precipitação pluvial (1962-2011) para a cidade em estudo, sendo estes obtidos junto a Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas (UACA), da Universidade Federal de Campina Grande-UFCG. Como complementação da pesquisa, foram utilizadas imagens disponibilizadas pelo Software Google Earth, 2012 e registros fotográficos para visualização "*in loco*" da susceptibilidade e das consequências das fortes chuvas associadas à falta de planejamento urbano. Segundo Justiniano (2009), a imagem ilustra e documenta eventos naturais e sociais que ocorrem num determinado tempo e lugar e deve ser acompanhada de outras informações. Dessa forma, pode-se dizer que, em termos metodológicos, este estudo apresenta-se, quanto aos fins, como descritivo, exploratório e, quanto aos meios, é avaliado como um estudo de caso.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A precipitação pluvial em áreas urbanas mal planejadas, como é o caso da maioria das cidades brasileiras, ocasiona problemas de alagamento por causa da impermeabilização do solo, deficiência na drenagem de águas pluviais, galerias insatisfatórias para escoamento acima do normal, obstrução de canais, dentre outros. A análise da precipitação pluvial no ano de 2011 da cidade Campina Grande (Figura 2) permite concluir que as chuvas foram bem acima da média para a região, cujo ápice ocorreu no mês de maio.

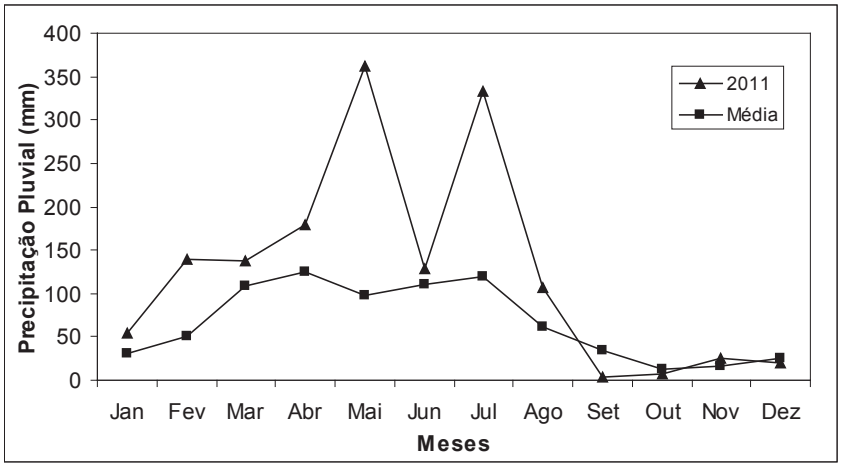


Figura 2: Comparativo entre a precipitação pluvial do ano de 2011 e a precipitação média para Campina Grande-PB. Fonte: UACA; AESA.

No dia 03/05/2011 a precipitação acumulada correspondeu a 81,7 mm, caracterizando-se como um evento climático extremo, onde a média para o mês inteiro é 98,4 mm. Esse acontecimento provocou inúmeros problemas para a população local. Embora seja um fenômeno comum, casos extremos de precipitação ainda não são bem compreendidos e devido a seus impactos merecem atenção dos pesquisadores (EICHHOLZ e CAMPOS, 2000). A ocorrência de eventos climáticos extremos pode estar relacionada à precipitação convectiva, que geralmente tem intensidade maior do que a precipitação ciclônica. Portanto as intensidades de precipitação são maiores nos trópicos, onde as tempestades convectivas ocorrem mais frequentemente, do que nas latitudes médias e mais altas (AYOADE, 1991).

A análise do problema em questão (evento climático extremo) revelou que as elevadas taxas de precipitação causaram danos humanos e econômicos à região de Campina Grande, podendo-se destacar: casas parcialmente ou totalmente destruídas; pontes danificadas; inundação de ruas centrais, Universidades e casas comerciais, provocando enormes prejuízos materiais; cancelamento de voos; pessoas desabrigadas e/ou desalojadas, dentre outros. O que pode ser resultado, de acordo com Carvalho (2001, s/p) da,

> [...] remoção das rugosidades naturais ou mesmo antrópicas nas cidades, implica a ampliação em termos absolutos, dos caudais escoados, para idênticos eventos chuvosos, porque o escoamento mais rápido reduz a taxa de infiltração; esta mesma remoção de rugosidade e a consequente velocidade maior do fluxo provocam concentração mais rápida, significando que, para a vazão alcançar um determinado valor crítico, num ponto qualquer de um canal, a necessidade de tempo é menor do que antes da obra.

A Figura 3 evidencia alguns pontos de alagamentos registrados em Campina Grande.



Figura 3: Alagamento em dois pontos da cidade de Campina Grande: (A) Rua da área central; (B) Transbordamento do Açude Velho (cartão postal da cidade). Fonte: www.paraiba.com[1].

Toda esta situação pode ser justificada, de acordo com Botelho (2011), pelo fato de que o sistema hidrológico nas áreas urbanizadas apresenta especificidades em relação às áreas não urbanizadas, haja vista que nas áreas urbanas os fatores antrópicos assumem grande importância, principalmente a ocupação intensa e desordenada e a inadequação do sistema de drenagem urbana.

Na tentativa de diagnosticar as áreas de vulnerabilidade e susceptíveis a alagamentos em Campina Grande, a Defesa Civil realizou um levantamento e mapeamento destas localidades, evidenciando que, independentemente da localização, (centrais, periféricas, acessíveis ou não), estas evidenciam que a cidade possui um sistema de drenagem frágil, o que pode resultar em problemas sociais, econômicos e ambientais. A Figura 4 ressalta esta realidade, quando apresenta uma área de habitação subnormal da cidade.



Figura 4: Invasão do Distrito dos Mecânicos - Alagamentos e habitações subnormais. Fonte: Coordenadoria de Defesa Civil de Campina Grande[2].

[1] Disponível em: http://www.paraiba.com.br/2011/05/03/02618-campina-tambem-sofre-com-a-chuva-e-alunos-a-ufcg-gravam-imagens-da-correnteza-da-agua-no-campus. Acesso: 10 de março de 2013.

Inferindo observações com base na Figura 4, é possível identificar a proximidade das edificações nas áreas de encostas, margens dos rios, contribuindo, por conseguinte, para degradação das águas e supressão da vegetação nativa, podendo culminar em alagamentos, quando da ocorrência de chuvas acima da média.

Afora a localidade evidenciada na Figura 4, a Defesa Civil, juntamente com a Secretária de Serviços Urbanos (SESUR), Corpo de Bombeiros Exército e Conselho Regional de Engenharia e Agronomia (CREA), conseguiram mapear 18 áreas de risco, deste total, 11 referem-se especificamente a locais sujeitos a alagamentos, os quais terão uma atenção especial por parte dos órgãos públicos, no sentido de prevenir danos socioeconômicos e ambientais com a ocorrência das chuvas. Segundo o Secretário da SESUR, 150 galerias de esgoto já foram desobstruídas, liberando a passagem das águas. As localidades com riscos de alagamento se encontram em destaque no Quadro 1:

Quadro 1: Áreas de riscos a alagamento na cidade de Campina Grande/PB.

Nº	LOCALIDADE	RISCO	BAIRRO
1	Vila dos Teimosos	Alagamentos e habitações subnormais	Bodocongó
2	Travessa Pará	Alagamentos	Liberdade
3	Rua Severino Verônica	Alagamentos e habitações subnormais	Conceição
4	Rua Maria Aparecida Carneiro	Alagamentos e habitações subnormais	Catolé
5	Rua São Geraldo	Alagamentos e habitações subnormais	Universitário
6	Rua Fortaleza	Alagamentos	Cruzeiro
7	Pelourinho	Obstrução de galerias e bocas de lobo.	Cruzeiro
8	Mutirão do Serrotão	Alagamentos e habitações subnormais	Serrotão
9	Novo Horizonte	Alagamentos e habitações subnormais	Novo Horizonte
10	Mauricio de Travassos Moura	Alagamentos e prejuízos à mobilidade.	Tambor
11	Invasão da Dayse	Alagamentos e habitações subnormais	Acácio Figueiredo
12	Invasão do Dist. dos Mecânicos	Alagamentos e habitações subnormais	Jardim Paulistano
13	Três Irmãs	Alagamentos e habitações subnormais.	Três Irmãs
14	Grotão do Catolé	Alagamentos	Catolé
15	Almeida Barreto	Alagamentos	São José
16	Dinamérica III	Alagamentos	Dinamérica
17	Canal do Pedregal	Alagamentos	Pedregal
18	Canal das Piabas	Alagamentos	Rosa Mística
19	Rua Tianguá	Alagamentos	Cidades
20	Rua Aratuba	Alagamentos	Cidades
21	Comunidade Zé Batista	Alagamentos	Acácio Figueiredo
22	Travessa Santa Luzia	Alagamentos	Estação Velha

Fonte: Dados da Coordenadoria de Defesa Civil e Secretaria de Serviços Urbanos de Campina Grande[3].

[2] Informação disponível em: http://www.facebook.com/defesa.civil.39. Acesso: 10 de março de 2013.
[3] Informação disponível em: http://www.facebook.com/defesa.civil.39 e http://g1.globo.com/pb/paraiba/noticia/2013/01/mapeamento-aponta-areas-de-risco-e-alagamento-em-campina-grande.html. Acesso em: 10 de março de 2013.

Ainda de acordo com o secretário da pasta da SESUR: "Vamos traçar um plano piloto para atender as demandas do que cada órgão vai fazer dentro de suas atribuições, funcionando como um conselho de atuação no combate às enchentes e alagamentos", afirmou Geraldo Nobre[4].

No que concerne aos riscos, estes podem ser conceituados, de acordo com Veyret (2007), como a percepção do perigo, da catástrofe possível. Assim sendo, o risco é a tradução de uma ameaça, de um perigo para aquele que está sujeito a ele e o percebe como tal. Nesta perspectiva, pode-se elencar alguns tipos de riscos, dentre estes, destaca-se, levando em consideração a temática ora explorada, os riscos naturais e os riscos ambientais. O primeiro tipo, com base em Veyret (op. cit.), se caracteriza como aqueles que são pressentidos, percebidos e suportados por um grupo social ou um indivíduo sujeito à ação possível de um processo físico, de uma álea[5]. Ainda de acordo com a autora, as inundações representam as áleas mais largamente presentes no planeta, elas afetam numerosas populações repartidas em todos os continentes. No que se refere aos riscos ambientais, de acordo com a supracitada autora, "resultam da associação entre os riscos decorrentes de processos naturais agravados pela atividade humana e pela ocupação do território" (p.63).

Com base nas discussões apresentadas, apoiamo-nos em Veyret (2007), ao afirmar que as degradações do meio urbano são também consideradas por vários autores como riscos: ainda que lentas, elas acarretam acidentes indiretos (por exemplo, a obstrução de redes de drenagem urbana) e favorecem acidentes diretos e mortais (afundamentos do pavimento, deslizamentos dos aterros e de obras de contenção).

CONCLUSÃO

(i) O planejamento urbano é um instrumento fundamental no processo de uso e ocupação do solo, devendo este levar em consideração as áreas de susceptibilidade e/ou vulnerabilidade;

(ii) Apesar das ações implementadas pela Defesa Civil na tentativa de prevenir possíveis riscos, ressalta-se que estas devem ser intensificadas, haja vista a recorrência de alguns eventos nas localidades apontadas, tais como a precipitação do dia 03/05/2011;

---

[4] Informação disponível em: http://g1.globo.com/pb/paraiba/noticia/2013/01/mapeamento-aponta-areas-de-risco-e-alagamento-em-campina-grande.html. Acesso: 10 de março de 2013.

[5] Risco imprevisível.

(iii) As 150 galerias de águas pluviais que tinham sido desobstruídas, um percentual do número total de galerias na cidade, demonstram a necessidade de um trabalho permanente de fiscalização e desobstrução dos mesmos imediatamente antes do início de cada período chuvoso na região e uma campanha de conscientização e educação ambiental da população local, quanto a disposição de resíduos em locais inadequados potencializando o seu arraste para a rede de drenagem provocando a sua total ou parcial obstrução.

(iv) É imperioso uma atuação conjunta dos serviços de limpeza pública urbana da cidade, principalmente nos locais mais vulneráveis a alagamentos.

REFERÊNCIAS

AESA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba. **Dados meteorológicos.** Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/> Acesso: 15 mar. 2013

AYOADE, J.O. **Introdução a Climatologia para os Trópicos**. 8 ed. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2002. 332 p.

BOTELHO, R.G.M. Bacias hidrográficas urbanas. In: GUERRA, A.J.T.(Org.). **Geomorfologia urbana**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011. p. 71-116.

CARVALHO. E.T. **Geologia Urbana para todos – Uma visão de Belo Horizonte**. Belo Horizonte, Edição do autor, 2001.175 p.

CARVALHO, S.N. Condicionantes e possibilidades políticas do planejamento urbano. In: VITTE, C.C.S.; KEINERT, T.M.M. **Qualidade de vida, planejamento e gestão urbana:** discussões teórico-metodológicas. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2009. P. 21-68.

CPRM, Serviço Geológico do Brasil – **Projeto Cadastro de Fontes de abastecimento por água subterrânea** – Diagnóstico de Fontes do município de Campina Grande/ PB. Recife: CPRM/ PRODEEM, 2005, 19 p.

EICHHOLZ, C.W; CAMPOS, C.R.J.; Eventos extremos de precipitação: caso do dia 07/05/2004. In: XIII Encontro de Pós-Graduação UFPEL. **Anais...**Pelotas, 2001.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo 2010.** Disponível em: < http://www.ibge.gov.br/censo2010/>. Acesso: 14 mar. 2013.

JORGE, M. do C.O. Geomorfologia urbana: conceitos. In: GUERRA, A.J.T.(Org.). **Geomorfologia urbana**. Rio de Janeiro: Bertrand Brasil, 2011. p. 117-146.

JUSTINIANO, E.F. Registro Fotográfico. In.: VENTURI, L. A. B. (Org.) **Praticando Geografia: técnicas de campo e laboratório.** São Paulo: Oficina de Textos, 2009.

MARQUES, J.R. **Meio Ambiente Urbano**. Rio de Janeiro/RJ: Ed. Forense Universitária. 2005.

OLIVEIRA, G.C. de; et. al. Uma Abordagem da Geografia do Clima Sobre os Eventos Extremos de Precipitação em Recife/PE. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 04, n.02, 2011.

TUNDISI, J.G.; TUNDISI, T.M. **Recursos Hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 328 p.

VEYRET, Y. **Os Riscos:** o homem como agressor e vítima do meio ambiente. Tradução: CRUZ, D. F. da. São Paulo: Contexto, 2007.

IMPACTOS E HIDROLOGIA DO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO, PE – BRASIL

Thais Sousa[1], Goretti Sonia-Silva[2]

[1]Bolsista de Iniciação Cientifica – PIBIC/ CNPq - Centro de Ciências Biológicas e Saúde (CCBS).Universidade Católica de Pernambuco – UNICAP, Rua do Príncipe, Boa Vista,526. Recife, PE. CEP: 50050-900

[2] Pesquisadora e docente - Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP). Centro de Ciências Biológicas e Saúde (CCBS). Rua do Príncipe, Boa Vista,526. Recife, PE. CEP 50050-900. email: goretti@unicap.br

Resumo

No Nordeste brasileiro muitas áreas de mangue apresentam problemas de impactos ambientais decorrentes de atividades antrópicas. Devido aos impactos antrópicos que vêm se intensificando no estuário do rio Formoso-PE, Brasil, a pesquisa visa avaliar as condições hidrológicas do estuário. O estuário do rio Formoso (PE, Brasil) com 12 Km de extensão, localiza-se no Município de Rio Formoso a 76Km da cidade do Recife. As amostragens abióticas foram realizadas no período de agosto de 2012 a janeiro 2013, em frequência mensal em três estações (E1,E2 e E3) do estuário, durante as baixa-mares. Paralelamente foram aferidos parâmetros, oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$), temperatura da água, pH (potencial de hidrogenação) e salinidade. Ações de impactos ambientais foram aferidas. A hidrologia estuarina foi caracterizada por variações de parâmetros abióticos. A temperatura da água variou de 29°C a 25°C. O pH (potencial de hidrogenação) manteve-se alcalino nos meses estudados e as variações de salinidade estiveram estreitamente relacionadas com o fluxo e refluxo das marés, as estações do ano e a descarga fluvial para os estuários. Houve pequena variação do oxigênio dissolvido na água entre as três estações de estudo. Os manguezais de rio Formoso- PE, Brasil, sofrem forte influência de impactos ambientais causados por ações antropogênicas.

Palavras-chave: Hidrologia, estuário, Rio Formoso

INTRODUÇÃO

Todos os manguezais da América Tropical, na qualidade de zonas úmidas, são reconhecidos como ecossistemas de "Área de Proteção Ambiental" (APA), incluída no Sistema Nacional de Conservação como uma unidade de manejo sustentável (Dinerstein *et al.,*1995; Lacerda *et al.,* 1993; Lacerda e Schaeffer-Novelli, 1999). O litoral brasileiro possui a maior região de manguezal continua do mundo, estimada em 1,38 milhões de hectares ao longo de uma costa de aproximadamente 6.800 km (Kjerve e Lacerda,1993). No litoral Pernambuco ao longo dos 187 km de costa, existe um grande número de regiões estuarinas e lagunares, as quais apresentam ecossistemas de manguezais com características ambientais semelhantes e com equivalentes problemas de impactos ambientais. Além da complexidade biológica que representam os estuários, atualmente a implantação desordenada de uma série de atividades econômicas têm causado, nos últimos anos, uma grande variedade de impactos (BARROS *et. al., 2000;* GOMES*, et. al., 2000), i*nterferindo na distribuição da biota aquática, e na perda da biodiversidade estuarina. Muitos dos problemas ambientais hoje existentes e decorrentes de atividades antrópicas, foram referenciados desde muitos anos, principalmente com a inserção do cultivo da cana-de-açúcar. Além disso existe um aceleramento do processo de erosão das encostas aumentando a deposição de sedimentos junto as regiões estuarinas, perfazendo intensos assoreamentos nas áreas litorâneas.

Em anos recentes, vários estudos vêm procurando relacionar a densidade, e abundancia das espécies animais com alguns parâmetros físico-químicos e identificar os meios reais das alterações ambientais (BEMVENUTI, 1992; SILVA, 2004).

Entre as áreas mais impactadas do litoral de Pernambuco encontra-se o estuário do rio Formoso – PE, Brasil. Diversos impactos ambientais decorrentes de ações antropogenicas vêm se intensificando na região e interferindo nos recursos pesqueiros. Considerando que o estuário do Rio Formoso (PERNAMBUCO, BRASIL) é um complexo ecologico essencial na sustentabilidade das comunidades pesqueiras, torna-se necessárias pesquisas que objetivem analises ambientais, tecendo considerações as variáveis hidrológicas. Portanto a pesquisa visa evidenciar as condições hidrológicas do estuário do rio Formoso- PE, Brasil e avaliar os intensos impactos existentes no ambiente. Além disso, a pesquisa prevê buscar alternativas ambientais adequadas à conservação

ambiental, levando em consideração os aspectos ecológicos, o estado de conservação e potencialidades do estuário.

MATERIAL E METODOS

O estuário do rio Formoso (PE, Brasil) com 12 Km de extensão, local de estudo desta pesquisa, localiza-se no Município de Rio Formoso ($8^{o}39'45"$ S e $35^{o}06'15"$W) a 76Km da cidade do Recife (CPRH, 1991; 1999). As amostragens abióticas foram realizadas no período de agosto de 2012 a janeiro 2013, em frequência mensal, em três estações (E1,E2 e E3) do estuário, durante as baixa-mares. Paralelamente, a determinação de oxigênio dissolvido ($mg.L^{-1}$) e temperatura da água (^{o}C) foram obtidos *in situ,* com oximetro e termômetro portáteis, ambos da marca AT – 120. O pH, a condutividade (uS.cm-1) e salinidade aferidos, *in situ*, através de pHmetro pH – 730 (ou/e potenciômetro) e refratômetro, respectivamente. No laboratório de Biologia Marinha da Universidade Católica de Pernambuco foram feitas as analises dos dados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A hidrologia estuarina foi caracterizada por variações de parâmetros abióticos. Na estação 01, a temperatura variou entre 25° a 28°C nos três meses de estudo (setembro, novembro e dezembro). Na estação 02, variou entre 27° e 28°C, enquanto na estação 03, variou entre 28 e 29°C. O aumento da temperatura entre os meses de estudo, ocorre de acordo com a chegada dos meses de verão, com valores mais altos nos meses de inverno e mais baixos nos meses de verão. As variações de temperatura entre as estações não foram muito acentuadas, registrando-se somente no período de setembro a dezembro de 2012, com máximo de 29°C e mínimo de 25°C. Macedo *et al.* (2000) registraram para o Canal de Santa Cruz (Itamaracá) que a temperatura varia sazonalmente e apresenta pequenas diferenças entre as camadas superficial e profunda, com uma pequena estratificação térmica. Na estação 01, o potencial de hidrogenação (pH) manteve-se alcalino nos meses de setembro e novembro, com valores de 6,7 e 10, respectivamente. Na estação 02, o potencial de hidrogenação (pH) se manteve alcalino, com valores entre 8,3 e 10,8. Na estação 03, assim como na primeira estação, também foi observada uma elevada variação do pH, com valores entre 4,1 e 8,3. Marques *et al.*

(1991) estudando Complexo Estuarino – lagunar Mundaú / Manguaba (Alagoas) assinaram temperaturas máximas em período de verão e variações significativas em período invernal.

Em se tratando da salinidade foi observada pequenas variações. Na estação E1 com valores entre 27 e 30. Na estação 02, com valores entre 20 e 35 e na estação 03, valores entre 20 e 40. Estas variações de salinidade estão estreitamente relacionadas com o fluxo e refluxo das marés, as estações do ano e a descarga fluvial para os estuários. As condições locais de chuva, evaporação, drenagem terrestre e o grau de mistura com águas costeiras, influenciam fortemente a média anual, a amplitude de variação e o gradiente salino característico de cada estuário. No estuário do rio Formoso, a variação da salinidade foi bastante influenciada pelo fluxo e refluxo da maré, como também pelos dejetos jogados, pela comunidade local, no estuário. Como a salinidade é um fator preponderante na distribuição de espécimes marinhas, possivelmente frequências baixas de espécies refletem esta correlação. Dados concisos com os de Melo – Magalhães (1994;1996).

Com relação ao oxigênio dissolvido ($mg.L^{-}$) registrou-se uma pequena variação na água entre as três estações de estudo. Na estação 1, o oxigênio dissolvido($mg.L^{-}$) teve mínima de 6 ($mg.L^{-}$) e máxima de 7,4 ($mg.L^{-}$). Na segunda estação, variou entre 5,7 e 6,5 ($mg.L^{-}$). Na estação 3,variou entre 6,5 e 7,2 ($mg.L^{-}$). Biologicamente quando a atividade fotossintética começa a aumentar gradativamente durante as primeiras horas da manhã, o oxigênio dissolvido também começa a ser acrescido. Possivelmente deve-se a riqueza de espécies de fitoplancton no coluna d' água.

Os manguezais de rio Formoso- PE, Brasil, sofrem forte influência de impactos ambientais causados por ações antropogênicas. Durante o período de estudo registrou-se uma poluição oriunda da agroindústria canavieira, de indústrias químicas, o esgotamento doméstico e o desmatamento, além de aterros em função da construção civil. Braga *et al.* (1990) faziam citações da influencia do complexo industrial portuário de SUAPE (PE) sobre a escassez dos recursos naturais. Silva (1995) chama atenção para a poluição do estuário pelo lançamento de resíduos domésticos e pela degradação do mangue. Diegues (1990) comenta que os processos poluidores, agrava o empobrecimento biológico dos estuários e interferem na vida das populações humanas.

CONCLUSÃO

1. A hidrologia estuarina foi caracterizada por pequenas variações de parâmetros abióticos.
2. Estas variações de salinidade estiveram estreitamente relacionadas com o fluxo e refluxo das marés, as estações do ano e a descarga fluvial para os estuários.
3. A pesca predatória, deposição de resíduos sólidos no curso de águas, aterros, desmatamento, acúmulo de lixo, esgoto doméstico, lançamentos de produtos industriais foram os principais impactos ambientais.

REFERÊNCIAS

BARROS, H.M.;MACEDO,S.J.;ESKINAZI-LEÇA,E.;LIMA,T. **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais.** Recife: ed. Universitária da UFPE. 252p. 2000.

BRAGA, R. A.P. ;MAESTRATI, P.; LINS, M. F. Impacto da implantação do complexo industrial-portuário de Suape (PE) sobre populações de moluscos comestíveis. **An. Soc. Nordest. Zool.** v. 3, n. 1, p.137 – 153. 1990.

CPRH. Diagnóstico sócio-ambiental e zoneamento ecológico – econômico costeiro litoral sul (PE). **Publicações Técnicas.** Recife, 1999. 90p.

CPRH. Alternativas de uso e proteção dos manguezais do Nordeste. **Série Publicações Técnicas,** nº. 003, Recife, 1991. n/p.

DIEGUES, A. C Comunidades humanas e os manguezais no Brasil. II Simpósio sobre Ecossistemas da Costa Sul e Sudeste Brasileiro: Estrutura, função e manejo, **ACIESP.** São Paulo, v. 3, p. – 196 – 213. 1990.

DINERSTEIN,E.;OLSON,D.M.;GRAHAM,D.;WEBSTER,A.;PRIMM,S.;BOOKBINDER,M.LEDEC,G. A conservation assessment of the terrestrial ecoregions of Latin America and the Caribbean. **Relat. Internac.** USA. 1995. n/p.

GOMES, P. F., NASCIMENTO, A. E., OKADA, K., SHARI'A, A. E. N., TAVARES, S., MESSIAS,A.S.; MANZKI,J.T. Environmental aspects of the ecosystems of Rio Formoso, Pernambuco – Brasil. *In*: **Mangrove 2000**, Recife, p. 82 – 82. 2000.

KJERVE,B.; LACERDA, L.D. Mangroves of Brasil. In. Lacerda, L. D. (Ed.). **Mangrove ecosystems technical reports**. ITTOTS . v. 13,n. 2, p. 245 – 272. 1993

LACERDA, L.D.; CONDE, C., ALARCÓN,R.,ÁLVAREZ –LÉON,P. R., BACÓN,L; D`CROZ,B. KJERVE,J, VANNUCCI, M. Mnagrove ecosystems of Latin América and the Caribbean: A summary. *In:* **Conservation and Sustainatable Utilization of Mangrove Forests in Latin America and Africa.** Mangrove Ecosystems Technical Reports. Internacional Society for Mangrove Ecosystems, v. 2, p. 1 – 272. 1993

LACERDA, L.D ; SCHAEFFER – NOVELLI,Y. Mangroves of Latin America the need for conservation and sustentable utilization. *In*: **Yañez- Arancibia y A.L. Lara-Dominguez (Eds.)** Ecosistema de Manglar en América Tropical. Instituto d ecología, México. 380p. 1999.

MACEDO, S.; MONTES,M.de J. FL; LINS, I. C. Características abióticas da área**.** In: BARROS,H. M.; MACEDO,S.J.; ESKINAZI-LEÇA, E; LIMA,T; (Ed.). **Gerenciamento participativo de estuários e manguezais**. Recife: Ed. Universitaria da UFPE, 2000. p. 7 – 25

MARQUES, J.G.W. **Aspectos Ecológicos na Etnoictiologia dos pescadores do Complexo Estuarino – lagunar Mundaú / Manguaba, Alagoas,**1991. 292f. Tese (Doutorado) – Universidade Estadual de Campinas, Campinas.

MELO – MAGALHÃES, E. M. de;NAVARRO, L. de S. B. S. Levantamento preliminar da composição fitoplanctônica do Complexo Estuarino – Lagunar Mundaú – Manguaba (Alagoas – Brasil). **Bolm. de Est. de Ciên. do Mar.** Maceió,n.8, p. 65 – 72. 1994.

MELO – MAGALHÃES, E. M ;GUEDES, E. A.; LIRA, M. C. de .;CAVALCANTI, M. de O. Composição fitoplanctônica do Sistema Estuarino – Lagunar de Jequiá, Alagoas. (Brasil). **Bolm. de Est. de Ciên. do Mar.** Maceió, n.9, p. 1 – 18. 1996.

SILVA, J. D. V. **Parâmetros oceanográficos e distribuição das espécies e bosques de mangue do estuário do rio Paripe – PE.** Recife, 1995. 98f. Dissertação (Mestrado em Botânica). Universidade Federal de Pernambuco.

SILVA, C. A. R. 2004. ***Análises físico-químicas de sistemas marginais marinhos***. . Editora Interciência, Rio de Janeiro. 118p. 2004.

ANÁLISE DO COMPORTAMENTO DAS CHUVAS NO MUNICÍPIO DE CAMPINA GRANDE, REGIÃO AGRESTE DA PARAÍBA

Joyce Edja Aguiar dos Santos[1], Kyonelly Queila Duarte Brito[2], Felipe Guedes de Souza[3], José Geraldo de Araújo Ferreira Filho[4]

[1]Graduanda de Engenharia Agricola - joycedja@hotmail.com;

[2]Graduanda de Engenharia Agricola - queiladuarte@hotmail.com;

[3]Graduando de Engenharia Agricola - felipeguedesjm_16@hotmail.com;

[4]Graduando de Engenharia Agricola - gfilho_@hotmail.com;

Resumo: A principal característica do comportamento das chuvas no município de Campina Grande é a sua grande variabilidade. As variações nas precipitações refletem claramente a dinâmica atmosférica da região marcada pela intensa variabilidade, onde se observa a atuação das Ondas de Leste no período de maio a agosto, tornando esse período mais chuvoso. Por outro lado, foi caracterizada uma longa estação seca, principalmente entre os meses de setembro a março; entretanto, as variações na precipitação nesse período exprimem a atuação de outros sistemas atmosféricos, como a Zona de Convergência Intertropical. A análise realizada permitiu verificar, claramente, os meses mais chuvosos e secos, mostrou, também, os meses mais variáveis e, por isso, difíceis quanto à previsão, bem como, a probabilidade de recorrência no decorrer do tempo.

Palavras-chave: variabilidade da chuva, precipitação, Campina Grande.

INTRODUÇÃO

A análise do comportamento das chuvas na Região Nordeste, devido a sua enorme irregularidade, se reveste de grande importância, não somente sob o enfoque estritamente climático, mas, também, pelas conseqüências de ordem econômica e social resultante desse fenômeno. Por outro lado, de acordo com Nimer (1979), as condições térmicas da Região Nordeste, de forma geral, não possuem importantes variações no decorrer do ano e sua variabilidade através dos anos é de pouca significância, não chegando a influir sobre as atividades humanas. Dessa forma, o presente trabalho enfoca

exclusivamente a pluviosidade, pois o município de Campina Grande localiza-se na região Agreste da Paraiba, onde se tratando de uma região de clima tropical sub-úmido (LIMA, 1965), a variabilidade climática recai apenas sobre o regime pluviométrico.

A grande maioria dos estudos sobre precipitação utiliza como método geral a definição de tendências pluviométricas em longos períodos de tempo, para que se possa analisar a variabilidade real dos valores médios (HURST, 1950, apud MEIS et al., 1981; LEOPOLD et al., 1964; MEIS et al., 1981, FIGUEIRÓ & COELHO NETTO, 2004). Monteiro (1971) ressaltou a importância do uso de uma abordagem rítmica nos estudos climáticos, na qual, indicaria a ocorrência de dias, meses e anos de comportamentos semelhantes, dentro de um sistema cíclico.

De acordo com Meis et al. (1981), duas características importantes são ressaltadas em uma análise histórica de chuvas: a variabilidade e a recorrência. Sobremaneira, esses dois elementos da análise configuram uma relação inversamente proporcional.

Dessa forma, o presente trabalho se propõe a realizar uma análise do comportamento das chuvas no município de Campina Grande, localizado no agreste paraibano.Sabemos, entretanto, da limitação da forma dos dados apresentados: somente os totais anuais e mensais e, também, da curta duração da série de dados (20 anos). Por outro lado, acredita-se ser um ponto inicial de análise da variação das precipitações no município de Campina Grande, necessitando, obviamente, da ampliação da série amostral.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área em estudo está localizada na microrregião de Campina Grande, e na mesorregião do Agreste paraibano, com uma distância de 122 km da capital João Pessoa, é classificada de clima predominantemente tropical com estações de seca, com coordenadas geográficas 7°13’50” S, 35°52’52” W , e uma altitude de 551m. A área apresenta uma temperatura média anual varia em torno de 25ºC.(IBGE 2008).



Figura 1. Mapa de localização do município de Campina Grande em relação a João Pessoa

Segundo AESA (2012), o município de Campina Grande tem predominância de solos jovens, variando entre Litólico Eutrofico a Bruno não cálcico, e a classe de capacidade de uso da terra recomendado tem predominância para uso de culturas permanente principalmente pastagem ou reflorestamento e Terras íngremes mais susceptíveis a erosão, próprias para cultivos contínuos e que se prestam mais para lavoura esporádica.

Conforme IBGE (2012), com uma população de 385.213 hab., densidade demográfica de 648,31hab/Km², área da unidade territorial de 594,182Km².

Por meio de uma avaliação numérica do ocorrido de chuvas acumuladas mensais e anuais no município durante os últimos 20 anos, foi realizada uma estatística descritiva com valores de média, máximo e mínimo, além da observação da variação.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mediante análise dos dados e conforme mapa de pluviometria média anual (AESA 2013), onde este apresenta que o município de Campina Grande encontra-se em uma zona de 746,25 mm/ano obteve-se os resultados da distribuição e demanda de água para a área em estudo.

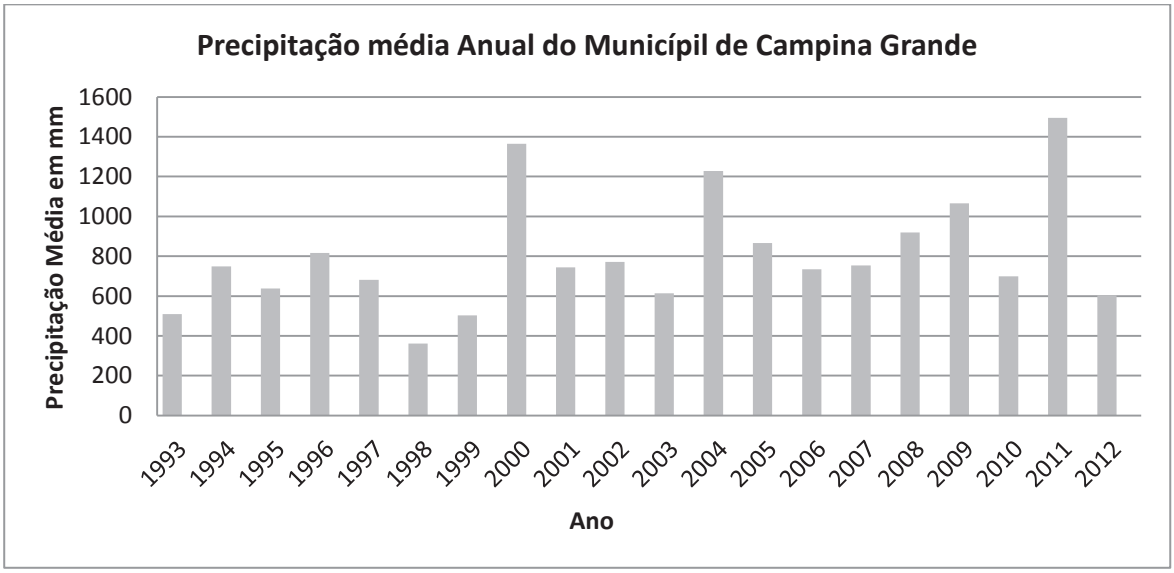
Variabilidade Anual das Precipitações – Altura da precipitação

A variabilidade da precipitação constitui a principal característica do regime de chuvas no agreste paraibano. Tratando-se de uma região de clima tropical sub-úmido, Campina Grande possui uma pluviosidade extremamente irregular, ou seja, a altura da precipitação anual varia fortemente através dos anos (Tabela 1).

Os índices de precipitação de 500-800 mm foram mais freqüentes, ocorrendo em 8 dos 20 anos. Entretanto, outros três índices registraram diferenças pequenas de ocorrência: os índices de 800-1100 mm ocorreram em 3 anos e em outros 3 anos os índices foram entre 1100-1300mm. Outros índices se mostraram bastante raros e, apenas em 1 ano, ocorreu índice inferior a 500 mm. A precipitação média anual foi de 746,25 mm, para os 20 anos da série analisada.

Tabela 1. Valores de precipitação mensal numa série dos últimos dezessete anos no município de Campina Grande-PB. AESA. 2012

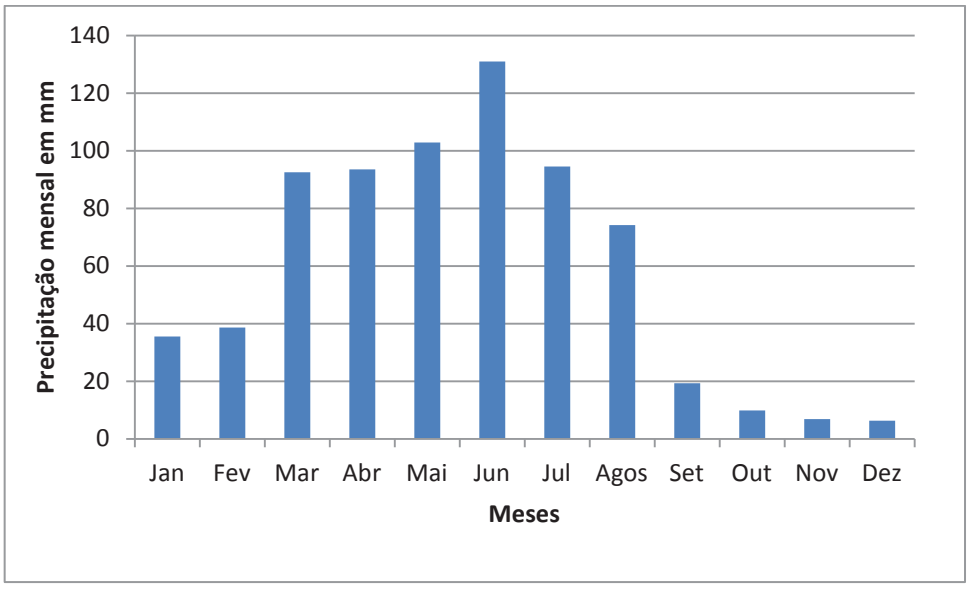
	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Agos	Set	Out	Nov	Dez	Anual
1993	13	28	90	69	107	53	46	57	17	27	0	2	509
1994	42	7	74	165	139	70	125	88	24	15	0	0	749
1995	1	16	59	123	72	197	132	20	0	6	12	0	638
1996	17,3	27,1	96,2	182,7	114	77,5	93,3	99,3	26,1	12,8	68,6	2,1	817
1997	7,4	117,8	88,8	91,6	136,3	41,7	83,8	46,9	12,6	0,9	1,8	51,8	681,4
1998	11,4	3,7	62,8	18,8	37	41,7	67,1	95,4	5,2	15,6	0,3	4,7	360,8
1999	11,5	49,2	117,9	13,8	70,6	36,7	95,8	36,5	16,7	30,3	0,3	24,4	503,7
2000	78,4	153,9	63,4	148,7	98,6	232,2	171,5	200,8	149,4	20,4	9,8	38	1.365,10
2001	4,3	5,7	207,1	105	13,3	145,3	119,1	59,8	29	29,6	8,9	16,4	743,5
2002	83,2	75,7	142,6	24,8	109,4	158,5	55,1	51,7	2,3	23,3	41,3	2,7	770,6
2003	24,3	64,7	130	35,2	53,9	122	87,6	44,7	31,9	8,8	7,6	2,9	613,6
2004	279	243,7	64,6	91,4	132,4	157,9	159,3	42,1	43,3	4	8	2,9	1.228,60
2005	49,9	18,7	99,5	23,9	184,4	263,3	41,3	123,5	2,3	9,4	0,8	39,4	866,5
2006	1	14,9	95,5	142,7	115,5	173,6	66,8	62,4	2,3	9,4	40,4	4	735,1
2007	29	70,2	95,1	139	62,2	115,5	59,2	86,5	82,3	3,6	7,8	3,9	754,3
2008	52,5	11	247,1	75,8	165	97,8	129,6	87,3	33,7	0,4	1,2	7,8	919,5
2009	44,1	244,7	44,7	149,6	97	137,5	149,5	138,5	21,5	0,4	6,2	18,6	1.066,20
2010	78,3	14,3	16,9	95,4	27,1	233,5	42,3	85,9	47,8	16,2	4,2	37,2	699,1
2011	53,5	139,2	137,3	185,4	361,5	124,5	331	105,9	4,1	7,4	25,1	19,5	1.494,40
2012	68,6	98,9	12,1	5	58,3	213,1	102,1	20,6	5,9	10,2	0,5	9,2	604,5



Regime Anual das Precipitações – Concentração mensal

O município de Campina Grande apresentou um regime de chuvas concentradas no período outono-inverno, confirmando a dinâmica regional (Figura 2). A maior parte de suas chuvas se precipita em apenas 3 meses (geralmente, maio, junho e julho). Em 51% dos anos da série as chuvas dos três meses mais chuvosos representaram mais de 60% do total anual. E, em 85% dos anos, os três meses mais chuvosos concentraram mais de 50% do total precipitado no ano.

Figura 2- Histograma da distribuição anual das chuvas no município de Campina Grande/PB: media da série histórica 1993- 2012



A análise da série histórica dos dados pluviométricos da Estação Experimental de Campina Grande, no período de 1993 a 2012 – compreendendo 20 anos – permitiu, também, identificar alguns padrões de comportamento em relação aos meses mais chuvosos e os mais secos.Os meses mais secos, onde ocorreram chuvas acumuladas inferiores a 50 mm em mais de 50% dos anos, foram setembro, outubro, novembro, dezembro, janeiro, fevereiro e março. Evidenciando uma longa estação seca, compreendendo um total de 7 meses.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos no presente trabalho mostraram algumas tendências, mesmo com a alta variabilidade das precipitações ao longo da série amostral. Foi evidenciada a recorrência de valores máximos de precipitação anual. Já os anos mais secos, principalmente os três mais acentuados, ocorreram nos anos de 1993,1998 e 1999. Neste caso, faz-se necessário a ampliação de uma série dos dados durante a primeira década do século XXI, para uma avaliação mais precisa.

A análise realizada permitiu verificar, claramente, os meses mais chuvosos e secos, mostrou, também, os meses mais variáveis e, por isso, difíceis quanto à previsão, bem como, a probabilidade de recorrência no decorrer do tempo.

A definição da estação seca, a partir dos meses que registraram totais acumulados inferiores a 50 mm, mostrou uma ampliação de sua duração em relação aos trabalhos de Lima (1965) e Nimer (1977), passando de 4 a 5 meses, para predominantemente 6 a 7 meses. Contudo, o aumento da duração da estação seca não reflete uma diminuição nos totais anuais, mas sim a maior concentração das chuvas em alguns meses do ano (maio, junho e julho).

REFERENCIAS

Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA. Previsão do Tempo – chuvas. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br. Acesso em 01 de março de 2013.

BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Ed.). Potencialidades da água de chuva no semiárido brasileiro. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007. 120p.

Fundação Instituto Brasileiro de geografia e Estatística – FIBGE. Produção agrícola municipal 2010. Disponível em: http://www.ibge.gov.br. Acesso em: 28 de fevereiro de 2013.

ORTEGA, E.; PADILHA, J. A.; ZANGHETIN, M. F. de L. O uso da água nas micro-bacias hidrográficas do semi-árido Do nordeste brasileiro e o conceito base zero. In: Proceedings of IV Biennial International Workshop "Advances in Energy Studies", 2004, Campinas, pages 65-72.

SOUZA FILHO, F. de A. Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. 1.ed. Campina Grande: Editora Instituto Nacional do Semiárido, 2011. 440p.

ToolServer - Geohack. Disponível em: http://toolserver.org. Acesso em 27 de fevereiro de 2013.

CHOLINESTERASES OF *Oreochromis niloticus* A BIOMARKERS OF ALUMINUM SULPHATE CONTAMINATION

Vagne de Melo Oliveira[1], Caio Rodrigo Dias Assis[2], Ranilson de Souza Bezerra[3]

[1] Mestre em Ciências Biológicas, Laboratório de Enzimologia - LABENZ, Departamento de Bioquímica e Fisiologia, Universidade Federal de Pernambuco, Recife/PE, E-mail: vagne_melo@hotmail.com; [2]Doutor em Bioquimica e Fisiologia/UFPE, E-mail: caiodias2@hotmail.com; [3]Professor Adjunto da Universidade Federal de Pernambuco.

Abstract

Biotechnology is seeking in new biochemical tools for environmental monitoring. We aimed to evaluate the enzymes of tilapia induction the exposure to concentrations of that metal. We used three enzymes of *Oreochromis niloticus* (brain AChE, muscle AChE and muscle BChE) by inducing exposure to aluminum *in vivo* assays and *in vitro*. The fish were cultured and exposed to different concentrations: Treatment Control (TGC, without exposure); 1 ppm (TG1) and 3 ppm of $Al_2(SO_4)_3$. The cultivation was conducted for a continuous period of 14 days, feeding *ad libitum* and daily monitoring of physico-chemical parameters of water quality. The three cholinesterase enzyme showed increased activity in the groups exposed to aluminum in both *in vivo* and *in vitro*. The brain AChE activity was maximum 126.93 ± 13.20% and 160.13 ± 10.92%, *in vivo* and *in vitro*, respectively, in treatments exposed to a concentration of 3 ppm (TG3). Under the same conditions, also increased muscle AChE, with 163.81 ± 0.30% and 138.77 ± 4.07%. Among the cholinesterase, muscle BChE showed the most significant result in the *in vitro* treatment, 168.28 ± 5.49% and 196.17 ± 4.08% for groups TG1 and TG3. The results demonstrate the relevance of applying biomarkers enzymatic *Oreochromis niloticus*.

Keywords: cholinesterase; biomarker; fish.

INTRODUCTION

Biotechnology is seeking in new biochemical tools for environmental monitoring. Heavy metals are one of the most dangerous substances that can accumulate in aquatic

biota. Aluminium is a ubiquitous metal with no biological function set and focus for further studies due to constant evictions in aquatic environments through anthropogenic sources, industrial and domestic. Aluminum and its salts are used not only in water treatment as flocculating agent (CAMARGO *et al.,* 2009), as a food additive in the manufacture of cans, shingles, aluminum foil, in the pharmaceutical industry, among others (GARCÍA-MEDINA *et al.,* 2011). As a coagulant, aluminum can reduce organic matter and microorganism levels. Besides, aluminum sulfate ($Al_2(SO_4)_3$) is applied in order to reduce the development of phytoplankton and thus improve water transparency (WAUER *et al.,* 2004). Due of its environmental distribution is considered ubiquitous (GOURIER-FRÉRY and FRÉRY, 2004). When present in aquatic environments, can accumulate in the sediment and in fish (WALTON *et al.,* 2010). The accumulation can occur in mitochondria (KUMARA *et al.,* 2009), in lysosome and and/or in the cell nucleus chromatin (NAYAK, 2002). The physiological changes commonly observed in different species of fish exposed are related mainly to cardiovascular (LAITINEN and VALTONEN, 1995), hematologic (BARCAROLLI and MARTINEZ, 2004), metabolic (BRODEUR *et al.,* 2001), respiratory (PÓLEO, 1995), nervous systems (MEYER-BARON *et al.,* 2007) and osmoregulatory (CAMARGO *et al.,* 2009). Al (III) binds to nuclear chromatin and acts on the transcription of genetic information in susceptible neurons, possibly increasing the stability of linker histone-DNA adducts (KISS *et al.,* 1996). In addition, the $Al_2(SO_4)_3$ can also cause deleterious and cytotoxic changes in the DNA of exposed organisms (GARCIA-MEDINA *et al.*, 2011). In this study, the aluminum *in vivo* and *in vitro* effects over the activity of three enzymes of the Nile tilapia (*Oreochromis niloticus*): brain AChE, muscle AChE and muscle BChE were evaluated.

MATERIALS AND METHODS

Fingerlings, males and females, of *Oreochromis niloticus* (n = 90) were obtained from the aquaculture station of Universidade Federal Rural de Pernambuco (Recife/PE, Brazil) and brought to the Laboratório de Enzimologia of Universidade Federal de Pernambuco (Recife/PE, Brazil). Before starting the experiments, fish were evaluated biometrically (weight and length) and were acclimatized in 10 days in glass aquaria (90 L each, 45 cm x 54 cm x 45 cm) and photoperiod of 12h, fed *ad libitum* (32% protein)

and water exchange (80%). After this period, fish were divided in three treatments (n = 10 per aquarium) in triplicate, comprising the following groups: TGC - control, without exposure to aluminum sulfate - $Al_2(SO_4)_3$; TG1 - exposed to 1 ppm of aluminum sulfate - $Al_2(SO_4)_3$ [1 ppm = 1 mg/L], and TG3 - exposed to a concentration of 3 ppm of aluminum sulfate - $Al_2(SO_4)_3$ [3 ppm = 3 mg/ L]. The physical and chemical parameters of water quality (temperature, pH, dissolved oxygen) were continuously monitored. After the experimental period, animals were sacrificed by immersion in ice, following removal of the brain, muscle and digestive organs for further processing. Water samples and muscle were collected and analyzed for the presence of aluminum, using atomic absorption spectrophotometer. The *in vivo* assay corresponded to the period of continuous exposure of 14 days, by which the animals were subjected to different concentrations of the metal. All parameters were maintained in culture for the period of acclimatization. On the 14^{th} day of exposure, the animals were killed by immersion in ice, their biometric parameters measured, to be subsequently withdrawn their viscera for further analysis, both of control (TGC) and the exposed (TG1 and TG3). The *in vitro* analysis was performed from the control (TGC) of the *in vivo* treatment. Samples (crude extract) of 30 fish in the control group (TGC) were subjected to an incubation period of 1 hour in heavy metal concentrations of 1 and 3 ppm. Then analyses were accomplished by conventional standard methodology. Acetylcholinesterase and butyrylcholinesterase activity was determined using extract (20 µL) and chromogenic reagent DTNB 0.25 mM (200 µL). The reaction was monitored on a microplate spectrophotometer at 405 nm for 3 minutes after adding of 62 mM acetylthiocholine and S-butyrylthiocholine iodide (20 µL), respectively for AChE and BChE. A unit of activity (U) was defined as the amount of enzyme capable of converting 1 µmol of substrate per minute (ASSIS *et al.,* 2010).

RESULTS AND DISCUSSION

During the cultivation period, from the three proposed treatments (TGC, TG1 and TG3), the physico-chemical parameters of water quality were measured on the inherent temperature (27.29 ± 0.34°C, 27.30 ± 0.0°C and 27.38 ± 0.07°C), dissolved oxygen (6.31 ± 0.42 $mgO_2.L^{-1}$, 6.09 ± 0.29 $mgO_2.L^{-1}$ and 6.01 ± 0.09 $mgO_2.L^{-1}$) and pH (6.50 ± 0.13, 6.26 ± 0.33 and 6.13 ± 0.10). After this period, the animals were biometrically

measured, obtaining the average weight (21.87 ± 0.98, 21.93 ± 0.11 e 22.33 ± 0.61 g) and long (10.33 ± 0.11, 10.13 ± 0.17 e de 10.48 ± 0.44 cm) in different treatments. The presence of aluminum in water was quantified with a mass spectrometer at the Technological Institute of Pernambuco (ITEP) was found in each treatment 0.22 $\mu g.L^{-1}$, 0.44 $\mu g.L^{-1}$ and 0.73 $\mu g.L^{-1}$, respectively, groups for TGC, TG1 and TG3. The cholinesterase activity determined brain AChE enzyme, muscle AChE and muscle BChE are described in Tab. 1. For brain AChE was not detected significant differences between treatments *in vivo* assay (ANOVA, Tukey test, $P < 0.05$), while *in vitro* differences were recorded (ANOVA, Tukey test, $P > 0.05$) between groups TGC and TG1, and between TG1 and TG3. In the determination of cholinesterase activity of muscle AChE and BChE was no significant difference ($P > 0.05$) among all treatments, both *in vivo* and *in vitro*. Aluminum substantially increased the activity of the enzyme cholinesterase, brain AChE and muscle AChE, and pseudo cholinesterase muscle BChE, fish induced exposure in both trials, *in vivo* and *in vitro*, as described in Tab. 1, indicating the influence of metal on the activity both brain and muscle cholinergic, acting as a potent activator. These results are consistent to that reported by other authors, demonstrating that the toxic potential of this metal as the determining factor is the length of exposure to which animals are subjected. The activation or inhibition of this class of enzymes by heavy metals still need to have their metabolism interaction clearly elucidated, given the contradictions between modulation studies (ZATTA *et al*. 2002). Thus, the enzyme cholinesterase, with special attention to the brain AChE has been widely used as biomarkers of exposure (ASSIS *et al.,* 2010), to detect changes in the biological system caused by metals such as aluminum (ZATTA *et al.,* 2002), copper (ROMANI *et al.,* 2003), cadmium, zinc, mercury (OLSON and CHRISTENSEN, 1980), and other substances, as is the case of inhibitors of both AChE and BChE as BW284c51, iso-OmpA (RENDÓN-VON OSTEN *et al.*, 2005) organophosphate and carbomatos (RODRÍGUEZ-FUENTES *et al.,* 2008), the latter causing disturbances and peripheral nervous systems, and can result in death of fish (ASSIS *et al.,* 2010). Muscle is one of the places of bioaccumulation of heavy metals, organophosphates and other xenobiotics, promoting a change in the enzyme dynamics (RODRÍGUEZ-FUENTES *et al.,* 2008). The accumulation of metals in this organ has been subject of study Tuzen and Soylak (2007) detected concentrations of aluminum variants between 0.45 to 1.50

µg/g in five different species of fish. The variation of aluminum content found in three fish species for Türkmen et al. (2005) was 0.02 to 5.41 $mg.kg^{-1}$ dry weight, while Ranau et al. (2001) found values between 0.032 to 5.346 µg/g dry weight.

TABLE 1 - Enzyme activity (mU/mg) measured as biomarkers of exposure to aluminum: *in vivo* and *in vitro* assay.

Enzyme	*In vivo* assay			*In vitro* assay		
	TGC*	TG1**	TG3***	TGC*	TG1**	TG3***
Brain AChE	100.0 ± 7.07% (a)	119.64 ± 6.13% (a)	126.93 ± 13.20%(a)	100.0 ± 2.56% (a)	117.76 ± 13.11%(b)	160.13 ± 10.92%(b)
Muscle AChE	100.0 ± 2.32%(a)	104.49 ± 1.97%(b)	163.81 ± 0.30%(c)	100.0 ± 3.26%(a)	109.75 ± 1.76%(b)	138.77 ± 4.07%(c)
Muscle BChE	100.0 ± 2.05%(a)	105.15 ± 2.64%(b)	163.60 ± 4.15%(c)	100.0 ± 4.05%(a)	168.28 ± 5.49%(b)	196.17 ± 4.08%(c)

* TGC - Treatment group control; ** TG1: Treatment Group 1 ppm; *** Treatment Group 3 ppm.
**** Data comparison at 0,05 level of significance (a, b, c).

CONCLUSION

Data from this experiment suggest the use of cholinesterase enzyme (brain AChE, muscle AChE, muscle BChE) through a combination of results - the activation of cholinesterase's studied and monitored the reduction activity of digestive enzymes mentioned above, suggests the presence of aluminum in aquatic systems - as useful tools in the evaluation of biomarkers of exposure to the presence of this metal, even though the induction occurred under alkaline conditions, as demonstrated in our work. We also emphas ize the need for further studies to elucidate the interaction between the metal element in the rise of industrial point of view and domestic, thus contributing to the monitoring and environmental management of areas affected by this xenobiotic.

REFERENCES

ASSIS, C.R.D.; CASTRO, P.F.; AMARAL, I.P.G.; CARVALHO, E.V.M.M.; CARVALHO JR, L.B.; BEZERRA, R.S. Characterization of acetylcholinesterase from the brain of the amazonian tambaqui (*Colossoma macropomum*) and *in vitro* effect of organophosphorus and carbamate pesticides. **Environmental Toxicology**, v.29, n.10, p.2243–8, 2010.

BARCAROLLI, I.F.; MARTINEZ, C.B.R. Effects of aluminum in acidic water on hematological and physiological parameters of the neotropical fish *Leporinus macrocephalus* (Anostomidae). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 72, n.3, p.639–646, 2004.

BRODEUR, J.C.; OKLAND, F.; FINSTAD, B.; DIXON, D.G.; MCKINLEY, R.S. Effects of subchronic exposure to aluminium in acidic water on bioenergetics of Atlantic salmon (*Salmo salar*). **Ecotoxicology *and Environmental Safety***, v.49, n.3, p.226–234, 2011.

CAMARGO, M.M.P.; FERNANDES, M.N.; MARTINEZ, C.B.R. How aluminium exposure promotes osmoregulatory disturbances in the neotropical freshwater fish *Prochilus lineatus*. **Aquatic Toxicology**, v.94, n.1, p.40–46, 2009.

GARCÍA-MEDINA, S.; RAZO-ESTRADA, C.; GALAR-MARTINEZ, M.; CORTÉZ-BARBERENA, E.; GÓMEZ-OLIVÁN, L.M.; ÁLVAREZ-GONZÁLEZ, I.; MADRIGAL-BUJAIDAR, E. Genotoxic and cytotoxic effects induced by aluminum in the lymphocytes of the common carp (*Cyprinus carpio*). **Comparative *Biochemistry* and Physiology**, v.153, n.1, p.113-118, 2011.

GOURIER-FRÉRY, C.; FRÉRY, N., Aluminum. **Toxicologie Pathologie**, v.1, p.74–95, 2004.

KISS, T.; ZATTA, P.; CORAIN, B. Interaction of aluminium (III) with phosphate-binding sites: biological aspects and implications. **Coordination Chemistry Reviews**, v.149, p.329-346, 1996.

KUMARA, V.; BALB, A.; GILL, B.D. Susceptibility of mitochondrial superoxide dismutase to aluminium induced oxidative damage. **Toxicology**, v.255, n.3, p.117–123, 2009.

LAITINEN, M.; VALTONEN, T. Cardiovascular, ventilatory and haematological responses of brown trout (*Salmo trutta L.*) to the combined effects of acidity and

aluminium in humic water at winter temperatures. **Aquatic Toxicology**, v.31, n.2, p.99–112, 1995.

MEYER-BARON, M.; SCHAPER, M.; KNAPP, G.; VAN THRIEL, C. Occupational aluminum exposure: Evidence in support of its neurobehavioral impact. **NeuroToxicology**, v.28, n.6, p.1068–1078, 2007.

NAYAK, P. Aluminum: Impacts and Disease. **Environmental Research**, v.89, n.2, p.101–115, 2002.

OLSON, D.L.; CHRISTENSEN, G. Effects of water pollutants and other chemicals on fish acetylcholinesterase (*in Vitro*). **Environmental *Research***, v.21, n.2, p.327-335, 1980.

POLÉO, A.B.S. Aluminium polymerization - a mechanism of acute toxicity of aqueous aluminium to fish. **Aquatic Toxicology**, v.31, n.4, p.347–356, 1995.

RANAU, R.; OEHLENSCHLAGER, J.; STEINHART, H. Aluminium levels of fish fillets baked and grilled in aluminium foil. **Food Chemistry**, v.73, n.1, p.1-6, 2001.

RENDÓN-VON OSTEN, J.; ORTÍZ-ARANA, A.; GUILHERMINO, L.; SOARES, A.M.V.M. *In vivo* evaluation of three biomarkers in the mosquitofish (*Gambusia yucatana*) exposed to pesticides. **Chemosphere**, v.58, n.5, p.627–636, 2005.

RODRÍGUEZ-FUENTES, G.; ARMSTRONG, J.; SCHLENK, D. Characterization of muscle cholinesterases from two demersal flatfish collected near a municipal wastewater outfall in Southern California. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v.69, n.3, p.466–471, 2008.

ROMANI, R.; ANTOGNELLI, C.; BALDRACCHINI, F.; DE SANTIS, A.; ISANI, E.; GIOVANNINI, E.; ROSI, G. Increased acetylcholinesterase activities in specimens of *Sparus auratus* exposed to sublethal copper concentrations. **Chemico-Biological Interactions**, v.145, n.3, p.321-329, 2003.

TÜRKMEN, A.; TÜRKMEN, M.; YALÇIN, T.; AKYURT, I. Heavy metals in three commercially valuable fish species from Iskenderun Bay, Northern East Mediterranean Sea, Turkey. **Food Chemistry**, v.91, n.1, p.167–172, 2005.

TUZEN, M.; SOYLAK, M. Determination of trace metals in canned fish marketed in Turkey. **Food Chemistry**, v.101, n.4, p.1378–1382, 2007.

ZATTA, P.; IBN-LKHAYAT-IDRISSI, M.; ZAMBENEDETTI, P.; KILYEN, M.; KISS, T. *In vivo* and *in vitro* effects of aluminum on the activity of mouse brain acetylcholinesterase. **Brain Research Bullulletin**, v.59, n.1, p.41–45, 2002.

WALTON, R.C.; MCCROHAN, C.R..; LIVENS, F.; WHITE, K.N. Trophic transfer of aluminium through an aquatic grazer–omnivore food chain. **Aquatic Toxicology**, v.99, n.1, p.93-99, 2010.

WAUER, G.; HECKEMANN, H-J.; KOSCHEL, H. Analysis of Toxic Aluminium Species in Natural Waters. **Microchimica Acta**, v.146, n.2, p.149–154, 2004.

ASPECTOS DO REGIME FLUVIAL NO SEMIÁRIDO PARAIBANO

Virgínia Mirtes de Alcântara Silva[1] Lidiane Cristina Félix Gomes[2];
Maria José Herculano Macedo[3], Raimundo Mainar de Medeiros [4]

[1] Bióloga,Mestranda em Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande/PB,email: virginia.mirtes@ig.com.br
[2] Doutoranda em Geografia – Universidade Federal do Ceará,email:lidiane.geo@gmail.com
[3] Licenciada em Matemática, M.Sc., Pós-Graduanda, Unidade Acadêmica de Ciências Atmosférica, UFCG/Campina Grande – PB, email: mariejhm@hotmail.com .
[4] Doutorando em Meteorologia: Universidade Federal de Campina Grande, email: mainarmedeiros@gmail.com

Resumo

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica está diretamente relacionado com suas características físicas, essas características fluvio-morfológicas permitem compreender a variação no espaço dos elementos do regime hidrológico e a dinâmica fluvial dos cursos de águas. Em regiões semiáridas são recorrentes os cursos com nascentes intermitentes, cuja descarga ocorre apenas durante restritos períodos de chuva torrencial. O objetivo desse trabalho consiste em apresentar alguns aspectos do Rio Espinharas, localizado no semiárido Paraibano, visando contribuir para uma melhor gestão dos recursos hídricos disponíveis. A série de vazão média mensal utilizada neste estudo foi obtida no Sistema de Informações Hidrológica (HIDROWEB/ANA). Através da análise estatística dos dados verificou-se que a distribuição é assimétrica e com desvio padrão superior à média, sugerindo ocorrência de regimes extremos. O mês de abril apresentou maior vazão registrada para toda bacia. Os meses de menor vazão foram de junho a dezembro, refletindo a dinâmica climática regional.

Palavras-chave: rios,vazão,dinâmica climática regional

Abstract

The hydrologic behavior of a watershed is directly related to their physical characteristics, these characteristics allow us to understand fluvial-morphological variation within the elements of the hydrological regime of river dynamics and water courses. In semiarid regions are recurrent courses with intermittent springs, which discharge occurs only during restricted periods of torrential rain. The aim of this paper is to present some aspects of Espinharas River, located in semiarid Paraibano, aiming to contribute to better management of available water resources. A series of monthly mean flow used in this study was obtained from the Hydrological Information System (HIDROWEB / ANA). By statistical analysis it was found that the distribution is asymmetrical with standard deviation above the average, suggesting the occurrence of extreme regimes. The month of April

showed the highest flow recorded for the whole basin. The lowest flow months were from June to December, reflecting the regional climate dynamics.

Key words: rivers flow, regional climate dynamics.

INTRODUÇÃO

O comportamento hidrológico de uma bacia hidrográfica está diretamente relacionado com suas características físicas, essas características fluvio-morfológicas permitem compreender a variação no espaço dos elementos do regime hidrológico e a dinâmica fluvial dos cursos de água. A variabilidade do regime hidrológico é controlada por diversos elementos que formam a bacia hidrográfica ou fatores que nela ocorrem, tais como: condições climáticas (precipitação; evaporação; evapotranspiração; umidade relativa do ar; temperatura do ar; velocidade e direção do vento; radiação solar; etc.); geologia; geomorfologia; solos; cobertura vegetal; uso do solo e ações antrópicas (TUCCI, 2002).

A precipitação pluvial é a principal variável hidrológica de entrada do ciclo hidrológico. O conhecimento da variabilidade espacial e temporal pluviométrica é necessário para estudos hidrológicos, manejo de bacias hidrográficas, gestão de recursos hídricos, dentre outros. Essa variação pluvial é intensa, pois várias variáveis como localização geográfica, altitude, distância de fontes de umidade, temperatura, direção e intensidade dos ventos influenciam essa variável. Portanto, o ciclo hidrológico pode ser considerado como um produto integrado entre o clima e os atributos biogeofísicos da superfície (MARENGO, 2006).

A bacia hidrográfica pode ser considerada um sistema físico onde a entrada é o volume de água precipitado e a saída é o volume de água escoado pelo exutório, considerando-se como perdas intermediárias os volumes evaporados e transpirados e também os infiltrados profundamente (SILVEIRA, 2007). Nesse contexto, o relevo, a forma, a rede de drenagem, a declividade, a cobertura vegetal e a natureza do solo da bacia hidrográfica interferem na relação precipitação-vazão dos cursos de água da bacia. Os rios apresentam a forma mais visível de escoamento da água fazendo parte integrante do ciclo hidrológico e alimentado por meio das águas superficiais e subterrâneas (CHRISTOFOLETTI, 1981).

AB'SÁBER (2003) enfatiza que a hidrografia da região consiste em cursos d'água intermitentes sazonais com drenagem exorréica. As características dos rios temporários são explicadas pela presença de um fluxo de água superficial maior ao longo do seu ciclo hidrológico, e um período de seca estacional, e os efêmeros apresentam fluxo de água superficial somente após uma precipitação não previsível em determinado local ou em toda sua bacia. Esta marcha estacional pode variar anualmente, dependendo do modelo de precipitação anual (frequência, intensidade e

duração). Um rio de características temporárias em um ano úmido pode tornar-se um rio efêmero em um ano excessivamente seco (MALTCHIK, 1996).

1.1 Características do Semiárido

No Brasil, a disponibilidade de água é abundante, entretanto sua distribuição ocorre de forma irregular, como mostram por exemplo os dados do balanço hídrico das regiões hidrográficas Amazônia e Atlântico Nordeste Oriental, cujos valores de vazão específica são iguais a, respectivamente, 34,2 L/s/km² e 2,81 L/s/km² (MMA, 2000). Enquanto a região Norte do Brasil contém 68% do volume total de água disponível no país, a região Nordeste possui apenas 3% do mesmo. (MONTENEGRO & RAGAB,2012).

A região semiárida nordestina é caracterizada pela ocorrência de chuvas escassas, irregulares (espacial e temporal) de secas frequentes, sendo usual a ocorrência de eventos de alta intensidade e de pouca duração, desprovido de volume de escoamento de água dos rios. Essa situação pode ser explicada em função da variabilidade temporal das precipitações e das características geológicas dominantes além dos sistemas meteorológicos atuantes. O semiárido nordestino caracteriza-se por um acentuado déficit hídrico com precipitação anual média abaixo da isoieta de 800 mm, e elevada variabilidade na distribuição espacial e temporal das chuvas (sazonalidade inter e intra anual), onde se localizam as áreas com menor índice de desenvolvimento humano (SUDENE, 2000).

Em termos geológicos o semiárido é constituído por dois tipos estruturais: o embasamento cristalino, representado por 70% da região semiárida, e as bacias sedimentares. No embasamento cristalino, os solos geralmente são rasos (cerca de 0,60 m), apresentando baixa capacidade de infiltração, alto escorrimento superficial e reduzida drenagem natural. A área de estudo situa-se na Província Hidrogeológica Escudo Oriental, constituída por rochas cristalinas e com baixa capacidade de circulação e armazenamento d'água, com potencial hidrológico baixo (CPRM, 2005). O domínio das rochas cristalinas, que predominam no semiárido, apresenta sistemas aqüíferos do tipo fraturado de baixa produtividade onde os poços geralmente apresentam vazões inferiores a 3 m³/h.(MIN, 2002). A hidrologia das regiões semiáridas é bem diferente da hidrologia das regiões úmidas e áridas. As chuvas erráticas, pouco frequentes, a seca por períodos ocasionais, clima e as mudanças de uso da terra acrescentam complexidade a hidrologia do semi-árido (MONTENEGRO E RAGAB ,2012).

Os elementos climatológicos e hidrológicos integrados ao ajustamento do relevo regional e local com declives para vertente atlântica dão procedência a uma rede hidrográfica na qual são recorrentes os cursos com nascentes intermitentes, cuja descarga ocorre apenas durante restritos períodos de chuva torrencial. PRADO (2008) destaca que os rios no Semiárido recebem água diretamente das chuvas, portanto fluem na estação chuvosa e desaparecem, ao seu término, de

forma gradual. Os rios intermitentes estão vastamente espalhados nesta região, sendo caracterizados por extremos de cheia e seca, e formação de poços temporários ou efêmeros no leito seco dos rios.

1.2 A relação entre precipitação e vazão

O conhecimento dos parâmetros e das variáveis hidrológicas é de grande importância para a elaboração de projetos e relatórios ambientais, pois esses parâmetros auxiliam no diagnóstico e prognóstico do meio físico e prestam subsídio para formulação das propostas e sugestões para medidas mitigadoras no caso de ocorrência de impactos ao meio ambiente.

Os parâmetros hidrológicos são obtidos por meios de observações diárias, medições e coletas realizadas nas estações ou postos hidrométricos que podem ser instalados isoladamente para cumprir especificamente a um determinado interesse ou instalados formando uma rede hidrológica. No Brasil existe a rede Hidrológica Básica da Agência Nacional de Águas - ANA.

As séries históricas de dados de chuva, vazão e variação de níveis de água devem ser analisadas estatisticamente para a caracterização de eventos extremos em termos de magnitude e frequência de ocorrência. A previsão de vazões tem uma significativa importância no gerenciamento dos recursos hídricos. Essas previsões podem ser realizadas tanto a longo ou curto prazo, geralmente utilizando modelos determinísticos, quanto a longo prazo, utilizando modelos estocásticos (COLISCHONN et al, 2005).

Nesse contexto, o objetivo deste estudo consiste em apresentar algumas características do regime fluvial do Rio Espinharas localizado na região semiárida do sertão Paraibano.

MATERIAIS E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do rio Espinharas localizada no Estado da Paraíba com uma superfície de aproximadamente 2.886km^2, Figura 1. Apresenta uma área de drenagem de 1.650km^2, do tipo treliça, com os tributários fortemente condicionados ao padrão estrutural local. De acordo com a classificação de Köppen, o clima das nascentes do Rio Espinharas é do tipo semiárido quente, classificado como Bsh, a semiaridez do clima caracteriza a paisagem, onde a precipitação média anual é de 698,9 mm (DCA/UFCG, 2009). O rio Espinharas é um rio temporário, com possíveis cheias na estação chuvosa, a temperatura média anual predominante na bacia é de 26ºC, sendo que os meses mais quentes são os meses de novembro a fevereiro e os mais frios, de julho a agosto. A umidade relativa do ar flutua entre 55% e 75%, de acordo com a época do ano (PERH, 2006).

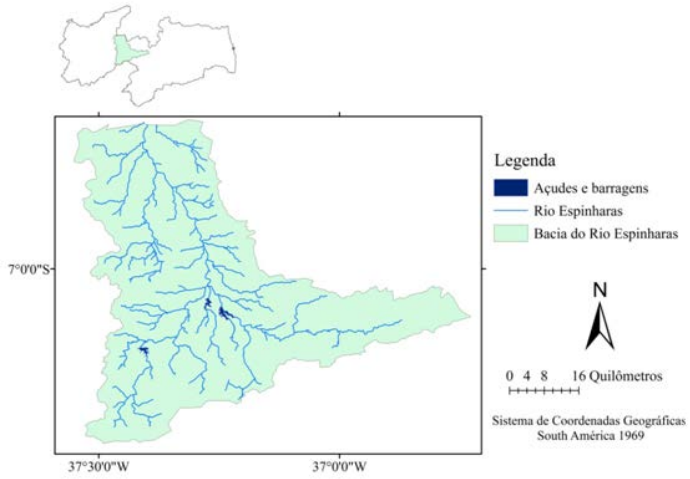


Figura 1 – Localização espacial do rio Espinharas.

Francisco (2010) relacionando clima e altitude da Paraíba afirma que o Sertão é uma região que ocupa o terço oeste do Estado, formada pela depressão do rio Piranhas e seus afluntes, segundo Kopper o clima é do tipo Bsh - Semiárido quente, nas áreas mais baixas (<300 m) e Aw′- Tropical Quente e Úmido com chuvas de verão-outono nas áreas mais altas da depressão e em todos os contrafortes e topo do Planalto de Princesa.

A série de vazões com médias mensais utilizada no estudo foi obtida no Sistema de Informações Hidrológica (HidroWeb) da Agência Nacional de Águas (ANA). A estação escolhida foi a localizada em Patos com coordenadas geográficas -07º 01’ 22”S -37º16’12”W.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

Na figura 2, pode ser observado que os eventos com vazões superiores a 0,0 m³/s acontecem no período de janeiro a julho. O mês de abril se destaca como sendo o mês de maior pico com valor mensal superior a 16 m³/s. Esta variabilidade mensal pluviométrica possivelmente está associada ao fato do rio Espinharas ser um rio temporário, típico de regiões semiáridas, fator identificado por Xavier et al. (2012).

Na figura 2b, observa-se que o desvio padrão que relaciona os dados utilizados, avaliando a uniformidade desses dados mês a mês. Porém, como as médias registradas entre os meses detém alta variabilidade de 0 a 18 m³/s, o desvio padrão ainda não é suficiente para comparar tal uniformidade. Para isso tem-se o coeficiente de variação, que é uma medida relativa de variabilidade. O trimestre março, abril e maio apresentou menor coeficiente de variação, ou seja, maior uniformidade nos dados. Analogamente, os meses com maiores coeficiente de variação, junho a dezembro, apresenta dados desuniformes. Nesse caso, se verifica que os desvios relativos à média atingem acima de 150 % do valor equivalente à média, Figura 2b. O cenário anual revelado na Figura mostra uma diminuição brusca na vazão entre os meses de abril a junho, mantendo-se em

condições baixíssimas (porém com ocorrências esporádicas) durante os meses de julho a dezembro, e voltando a capacidade plena de vazão, gradativamente, entre os meses de janeiro a abril.

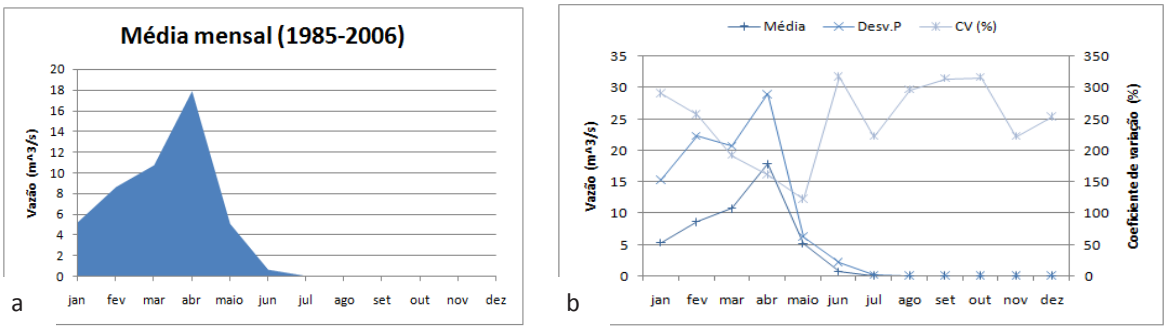


Figura 2 - Variação temporal das médias mensais de vazão(a) e das variáveis estatísticas desvio padrão e coeficiente de variação(b).

A vazão média anual da série de dados foi de 29,6 m³/s, o desvio padrão e o coeficiente de variação foram 60,4 m³/s e 204,3 % respectivamente. O desvio-padrão superior à média e o coeficiente de variação superior a 100% indicam que a distribuição é assimétrica (Bastos & Duquia, 2007), revelando alta variabilidade pluvial anual típicos de regiões semiárias.

Observa-se que os dados de vazão média anual do período analisado. A distribuição temporal dos valores médios seguem a distribuição dos desvios padrão, fato esse verificado quando comparada as duas séries. Além disso, é possível verificar que os maiores valores dos desvios estão associados aos maiores valores médios fluviais.

As elevadas vazões médias anuais, acima de 80 m³/s, são observadas nos anos de 1985 e 2004, Figura 3. Analogamente, o período anual que apresentou os menores valores de médias fluviais correspondente ao período de 1991 a 2003, merecendo destaque os anos de 1993 e 2003 com os menores índices fluviais cerca de 1, 2 e 2,1 m³/s respectivamente. Os maiores coeficientes de variação, acima de 300%, foram observados para os anos de 1990, 1993 e 1998, esse valor indica que os desvios relativos a média atingem 300% dessa. De forma análoga, os anos 1985 e 2006 apresentaram os menores valores do coeficiente de variação cerca de 154 % e 160 %, respectivamente.

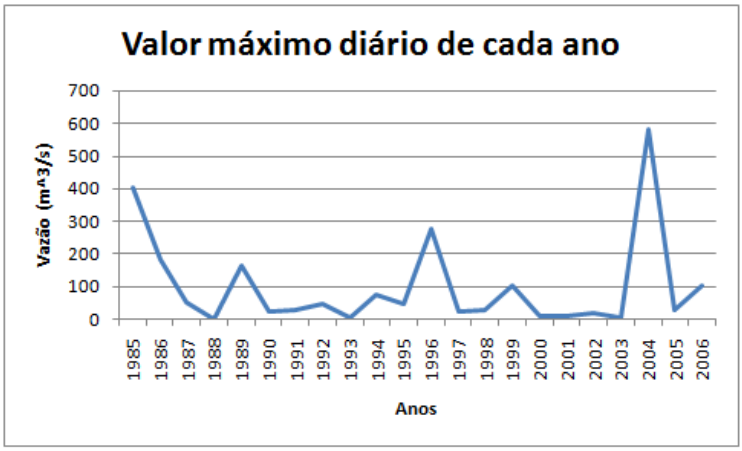


Figura 3- análise estatística anual.

CONCLUSÕES

Os modelos estocásticos são historicamente utilizados de maneira satisfatória para descrever o comportamento de variáveis hidrológicas. Através da análise estatística dos dados verificou-se que a distribuição é assimétrica e com desvio padrão superior à média, sugerindo ocorrência de regimes extremos. O mês de abril foi o mês de maior vazão registrada. Os meses de menor vazão foram de junho a dezembro, refletindo a dinâmica climática regional.

AGRADECIMENTOS

À Capes (Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior) pela bolsa de mestrado e doutorado.

REFERÊNCIAS

AB' SABER, Aziz Nacib. Os domínios de natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas. São Paulo: Ateliê, 2007.

ANA – Agência Nacional de Águas. HIDROWEB – Sistema de Informações Hidrológicas. Disponível em <http://hidroweb.ana.gov.br/> Acesso em: 10.03.2013.

BASTOS, J. L. D. & DUQUIA, R. P. Medidas de dispersão: os valores estão próximos entre si ou variam muito?Scientia Medica, Porto Alegre, v. 17, n. 1,p. 40-44, jan./mar. 2007.

CHRISTOFOLETTI, A. Geomorfologia fluvial. São Paulo: Edgard Blücher, 1981.

COLLISCHONN, W.; TUCCI, C.E.M.; CLARKE, R.T.; DIAS, P.L.S.; OLIVEIRA, .S. (2005). Previsão Sazonal de Vazão na Bacia do Rio Uruguai 2: Previsão Climática-Hidrológica. Revista Brasileira de Recursos Hídricos. v.10, n.4. pp. 61-72.

CPRM- Serviço Geológico do Brasil. Projeto Cadastro de fontes de abastecimento por água subterrânea: Diagnóstico do Município de Patos, Estado da Paraíba. Orgs: João de Castro

Mascarenhas, Breno Augusto Beltrão, Luiz Carlos de Souza Júnior, Franklin de Morais, Vanildo Almeida, Jorge Luiz Fortunado de Miranda. Recife: CPRM/PRODEEM,2005g. 10p.

DCA/UFCG. Departamento de Ciências Atmosféricas/UFCG. Disponível em:< www.dca.ufcg.edu.br/clima >. Acesso em: 30 de julho de 2009

FRANCISCO, P. R. M. Classificação e mapeamento das terras para mecanização do Estado da Paraíba utilizando sistemas de informações geográficas**.** Dissertação de Mestrado - Centro de Ciências Agrárias. Universidade Federal da Paraíba, Areia, 2010.

MALTCHIK, L., MONTES, C., CASADO, C. 1996. Measurement of nutrient spiralling during a period of continuous surface flow in a mediterranean temporary stream. Hydrobiologia, 335: 133-139.

MARENGO, J. A. On the hydrological cycle of the Amazon basin: a historical review and current state-of-the-art. **Rev. Bras. Meteorol**. 21 (3). 2006.

MONTENEGRO,S.;RAGAB,R.; Impact of possible climate and land use changes in the semi arid regions: A case study from North Eastern Brazil

ESsevier - Journal of Hydrology 434–435 (2012) 55–68

PERH-PB. Plano estadual de Recursos Hídricos. João Pessoa-PB: Secretaria Estadual de Recursos Hídricos. Disponível em CD - Rom. 2006.

PRADO, Darién E. As Caatingas da América do Sul. In: Ecologia e Conservação da

Caatinga. 3ed. Inara R. Leal, Marcelo Tabarelli e José Maria Cardoso da Silva (Editores).

Recife: Ed. Universitária da UFPE, 2008. 822p. il. pp. 03-73.

SILVEIRA, A. L. L. Ciclo hidrológico e bacia hidrográfica. In: TUCCI, C. E. M. (Org.). Hidrologia: ciência e aplicação. Porto Alegre: Editora da UFRGS/ABRH, 2009.

SUDENE-Superintendência para o Desenvolvimento do Nordeste – http://www.sudene.gov.br/acesso-a-informacao/institucional/area-de-atuacao-da-sudene/semiarido, Acesso em :10.03.2013

TUCCI, C. E. M. 2002, Regionalização de vazões. UFRGS, Porto Alegre.

GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS SUPERFICIAIS NA MICROBACIA DO RIO CAMARAGIBE–PE[1]

Arthur Albuquerque Batista de Oliveira[2]

1. Trabalho extraído de dissertação – Subsídios para a Gestão de Bacias Hidrográficas a Partir dos Impactos do Uso e Ocupação do Solo na Microbacia do Rio Camaragibe-PE. PRODEMA/UFPE. Financiador: DAAD Deutscher Akademischer Austauschdienst (Serviço de Desenvolvimento da Alemanha – América Latina) / DCG – UFPE. (Bolsista) Recife/Brasil – Alemanha – Governo Alemão.

2. Geógrafo - Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente – Superintendente de Planejamento e Projetos da Secretaria Municipal de Planejamento e Meio Ambiente da Prefeitura do Cabo de Santo Agostinho - PE; e-mail: arthgeo@gmail.com

Resumo

Este trabalho teve como objetivo o mapeamento e hierarquização dos recursos hídricos superficiais, atrelado ao levantamento de usos e formas de ocupação, visando a conservação de nascentes na microbacia hidrográfica do rio Camaragibe - PE. Esta microbacia possui 20km de extensão e abrange uma área de 36,97km^2 no oeste da Região Metropolitana do Recife, registrando mais de 140 mil habitantes, dos quais cerca de 27.500 habitantes, nas margens da calha do rio. Esta bacia vem experimentando nos últimos 20 anos profundas transformações em seu conteúdo ambiental, econômico e cultural, apresentando um fugaz processo de crescimento urbano, que engendrou diversos problemas socioambientais.

Nesta pesquisa ocorreu uma revisão bibliográfica e levantamentos de campo a qual foi seguida de uma sobreposição cartográfica, para estabelecer o levantamento do uso e ocupação do solo e das áreas de nascentes na microbacia. Tais dados possibilitaram definir variáveis e indicadores geoambientais. As informações dos levantamentos de fontes poluidoras, do uso e ocupação do solo e dos usos da água na microbacia condicionaram a delimitação de 14 tipologias de uso e ocupação, quatro zonas homogênias e três agrupamentos de áreas de nascentes, sendo estas identificações um subsídio indispensável para a gestão e consequente monitoramento dos recursos ambientais.

Palavras-chave: Uso e Ocupação do Solo; Zonas Homogêneas; Gestão de Bacias Hidrográficas.

[1]Parte da Dissertação do ultimo autor.

INTRODUÇÃO

Este trabalho teve como objetivo o mapeamento e hierarquização dos recursos hídricos superficiais, atrelado ao levantamento dos principais usos e formas de ocupação para definição de zonas homogenias visando a conservação de nascentes na microbacia do rio Camaragibe - PE. Tais zonas homogêneas conformam-se como instrumentos relevantes para o subsídio de políticas públicas e ações para a gestão de bacias hidrográficas, com especial atenção a regulação do uso e ocupação do solo e a conservação de recursos ambientais em espaço urbano. A referência empírica do estudo é a microbacia do rio Camaragibe, localizada em espaço urbano, na periferia oeste da Região Metropolitana do Recife – RMR. O rio Camaragibe é um afluente do Capibaribe pela margem direita e drena áreas dos municípios de São Lourenço da Mata, Camaragibe e Recife.

Esta microbacia hidrográfica insere-se completamente na zona fisiográfica da Mata Pernambucana e após percorrer, na direção oeste-leste, os 20km de sua extensão, esta microbacia abrange uma área de 36,97km^2 na parcela oeste da Região Metropolitana do Recife (RMR). Ao longo dessa trajetória o rio Camaragibe atravessa áreas de baixa e média densidade demográfica no alto curso e áreas densamente povoadas, ao cortar o centro urbano do município de Camaragibe e a zona oeste da capital pernambucana - Recife, onde vivem mais de 140 mil habitantes, dos quais cerca de 27.500 habitantes[1], nas margens da calha do rio.

Na área em questão, a água tem uma importância relevante, trazendo a preocupação de seu uso face ora à escassez ora à dificuldade de acesso e, mesmo onde ocorre em boa quantidade, observa-se a falta de conservação do recurso pela qualidade que se faz imprópria, o que torna o conhecimento e qualificação sobre nascentes um diferencial na gestão sócioambiental. Mais que como valor de uso, é como valor de troca que a escassez assume destaque em virtude do custo que representa o acesso a esse elemento natural ameaçado de esgotamento. Esta microbacia vem experimentando ao longo dos últimos 20 anos profundas transformações em seu conteúdo ambiental, sócio-econômico e cultural, além de um fugaz processo de adensamento urbano que engendrou transformações nas formas de apropriação do espaço, desencadeando assim, problemas socioambientais (OLIVEIRA, 2009).

[1] Dados extraídos de agrupamento de setores censitários (IBGE, 2010), localizados as margens do principal curso d`água – rio Camaragibe.

No município há uma carência de pesquisas científicas[2] que abordem os aspectos geoambientais de forma sistêmica, sendo ausente as pesquisas que tangem em articular o impacto das alterações do uso e da ocupação do solo a mecanismos eficientes de gestão e monitoramento dos recursos hídricos, identificando assim, alternativas capazes de minimizar os impactos negativos dessas ocupações e usos. Esta identificação preliminar de zonas homogêneas, com relação às características de ocupação do solo, associadas ao mesmo tipo de identificação preliminar de fontes poluidoras e usos da água será indispensável para a gestão desta bacia hidrográfica e o conseqüente monitoramento dos recursos hídricos nos municípios. Partindo do entendimento da bacia hidrográfica como um sistema complexo, tem-se que analisá-la em sua totalidade e em seu contexto, a Região Metropolitana do Recife e a Mata Pernambucana. Conforme ressalta CHRISTOFOLETTI, para uma compreensão mais abrangente é necessário encará-los como "sistemas naturais (...) dinâmicos e capazes de modificar seus estados através de transformações contínuas" e que, "conforme as propriedades individuais dos subsistemas, uma mesma influência externa poderá ocasionar conseqüências diferentes" (CHRISTOFOLETTI, 1979. p. 12-13). Assim, ao estudar a bacia hidrográfica em espaços urbanos, é importante considerá-la como um sistema complexo, não-linear e longe do equilíbrio, no qual as respostas serão dadas sempre de maneira exponencial às novas entradas de energia (*input*) no sistema. Verifica-se, portanto, a necessidade do entendimento da microbacia hidrográfica como um geossistema[3].

MATERIAL E MÉTODOS

Ao se pensar em análises socioambientais é necessário levar em conta as variáveis de natureza cultural e o grau de desenvolvimento econômico das populações atingidas, em especial, quando se trata das concentradas em áreas pobres que, enquanto periferia, apresentam uma maior vulnerabilidade, decorrente, em grande parte, da falta de infra-estrutura e planejamento do uso e ocupação do solo (OLIVEIRA, 2004). Tais condições podem ser tidas como reflexos da "expansão desenfreada de uma cultura material e das atividades produtivas em escala, [que] até bem pouco tempo desconhecida, criou um novo tipo de relação homem-

[2] Expressos na pouca disponibilidade de dados primários atualizados sobre as formas de apropriação social do espaço urbano e dos seus recursos ambientais atuais.

[3] Na pesquisa leva-se em conta as contribuições e métodos de análise de BERTRAND (1971) e SOTCHAVA (1978), contudo o conceito de geossistema adotado e toda a implicação de procedimentos metodológicos derivados na pesquisa deve-se ao conceitual dado por MONTEIRO (2000).

natureza"(CONTI, 1999, p. 18). Nesse contexto, a pesquisa se propôs a: Analisar o uso e ocupação atual do solo e as respectivas práticas sociais na microbacia do rio Camaragibe e seus rebatimentos na degradação das áreas de nascentes. Para tanto, a pesquisa envolveu trabalhos de gabinete e campo que adotaram os procedimentos metodológicos a seguir descritos:

Primeira Fase: Constou de um levantamento bibliográfico – com vistas ao aprofundamento da base teórico-conceitual do estudo, partindo do entendimento da microbacia hidrográfica enquanto geossistema e unidade ecodinâmica[4] sendo definidas as categorias de análise Territorial e Ambiental, seus diversos conceitos centrais e secundários e o quadro de termos utilizados para suporte da coerência epistemológica.

Ocorrendo nesta fase, ainda, a aquisição de dados estatísticos e qualitativos em diversos órgãos municipais e estaduais. A obtenção de material iconográfico (histórico e temático) envolveu a aquisição de Cartas Topográficas em escalas 1:25.000 e maiores, bem como, de plantas dos municípios integrantes da microbacia. Para fins de sobreposição foram usadas Cartas Topográficas, Ortofotocartas 1987, Unibase Digital 1997-2001, mapas do Projeto Radam Brasil, Cartas de Nucleação da RMR 2003- Oeste e Centro da Agência CONDEPEFIDEM, bem como, imagens aéreas de 1987 e de satélite - Quick Bird 2007/ Ministério da justiça. Tais bases iconográficas possibilitaram a análise da evolução do uso e ocupação do solo, além da elaboração dos esboços e figuras utilizadas na pesquisa. Na elaboração das figuras foram utilizados *softwares* como o *Autodesk Land, Autodesk MAP 3D,* para compilar e sobrepor imagens, dados estatísticos e textos em base digital, facilitando a confecção de mapas temáticos. **Segunda Fase:** Esta etapa abrangeu o trabalho de campo, que constou da realização de visitas para observar *in loco* a configuração territorial e ambiental, sendo realizado, num primeiro momento, uma cobertura fotográfica dos pontos visitados. Posteriormente, foi estabelecido um cronograma de visitas a microbacia para medição da largura e profundidade do dreno principal, por trechos do rio, sendo estas realizadas ao longo de seis meses, com 24 idas a campo no período chuvoso e mais 24, no período seco, o primeiro bloco de visitas ocorreu nos meses de outubro, novembro e dezembro e o segundo, em maio, junho e julho.

[4] Utiliza-se aqui o conceito definido por ROSS, 2006.

Foi dado especial atenção ao período chuvoso, por entender-se que os eventos extremos - as máximas, mais que as médias, se apresentam mais relevantes como balizadores de ações de gestão e planejamento. Contudo, salienta-se a necessidade de medições no período seco, como forma de subsidiar medidas que atenuem eventos extremos de escassez do recurso hídrico. Tais dados de campo foram quantificados e associados às análises qualitativas e, assim, sobrepostos através da aplicação dos *Software CAD* já citados. **Terceira Fase:** Esta fase se desenvolveu em gabinete mediante a confecção de mapas e o cruzamento das informações, seguindo-se a redação dos textos contendo o resultado das análises e tabulação de dados, contendo as respostas aos questionamentos anteriormente formulados.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As informações dos levantamentos de fontes poluidoras, do uso e ocupação do solo e dos usos da água na bacia condicionaram a delimitação de quatro zonas homogênias, sendo esta identificação um subsídio indispensável para a gestão e conseqüente monitoramento dos recursos hídricos nos municípios. Ao adotar a bacia hidrográfica como compartimentação de análise e objeto de intervenção, é importante destacar o uso de sub-recortes espaciais como as zonas homogêneas, estas são o resultado de sobreposição dos aspectos de semelhanças físico-naturais e sociais (econômicos e culturais) expressos pelas estruturas urbano-ambientais presentes, conformando-se como instrumentos de subsídio a gestão do espaço.

O cruzamento das informações de definiram com maior precisão o sistema de drenagem e suas características geoambientais, onde se constatou a ausência de mapeamento de alguns corpos hídricos na área da bacia que só foram computados como pertencentes a tal após a revisão dos limites dos divisores de águas na bacia, a qual foi sobreposto o tipo de ambiente geomorfológico que definiu os limites de inserção da bacia em duas unidades ambientais. A primeira unidade corresponde ao ambiente de morros[5] e a segunda é representada pelos ambientes da planície.

Na região das nascentes observa-se uma área de rarefeita e moderada ocupação, porém nos últimos 10 anos vem se consolidando como uma zona de expansão urbana no município de Camaragibe. Esta área atualmente encontra-se ameaçada pela especulação imobiliária e todo

[5] Este ambiente faz parte da Formação Geológico-geomorfológica do Grupo Barreiras e pode ser dividida em dois tipos: Chãs-Tabuleiros predominantes na porção noroeste e Colinas que ocupam a porção centro da bacia hidrográfica.

tipo de pressão fundiária na região de seu entorno. Observa-se à artificialização predatória de frações do espaço e despejos de resíduos urbano-industriais, em especial sobre os recursos hídricos, ocupações desordenadas em áreas de morro sujeitas a deslizamentos de massa e na planície flúvio-marinha com assentamentos – ocupações sujeitos a inundações periódicas. È oportuno destacar a presença do Lixão municipal na área das nascentes do rio o qual absorve a quase totalidade das 152 toneladas de resíduos sólidos gerados por dia no município de Camaragibe.

A área de estudo está inserida numa região de alta densidade populacional e significativa relevância econômica, baseada em uma estrutura fundiária oriunda de loteamentos desprovidos de infraestrutura adequada e assentamentos irregulares desordenados. Vale destacar que, a bacia vem sofrendo com processos urbanos que estão desencadeando uma degradação paisagística, além de, um sistema de calamidades ambientais e sócio-econômicas, face ao desaparecimento gradativo dos recursos naturais e do conjunto da biodiversidade, que como resultado atual gerou a contaminação das águas superficiais e a médio prazo, o mesmo rebatimento nos lençóis freáticos e aquíferos, bem como a degradação da nascentes e a diminuição do volume e qualidade das águas superficiais.

Existem ao longo do sub-médio e baixo curso relevantes empreendimentos industriais de médio e grande porte que ainda não dispõem de um tratamento ambientalmente adequado de seus resíduos, exemplificado em indústrias têxteis e químicas, que quando somados aos despejos dos efluentes urbanos, gera uma entropia da vitalidade dos recursos hídricos em especial de trechos do rio Camaragibe. Cabe ressaltar o avanço de ocupações nas margens do rio, o que provoca uma redução de sua calha, fazendo com que o rio eleve o nível de base do espelho d'água, expandindo-se sobre as ocupações irregulares, provocando freqüentemente situações de calamidade publica.

CONCLUSÃO

As informações dos levantamentos de fontes poluidoras, do uso e ocupação do solo e dos usos da água na bacia condicionaram a delimitação de quatro zonas homogênias, sendo esta identificação um subsídio indispensável para a gestão e conseqüente monitoramento dos recursos hídricos nos municípios já que este padece de fragilidades.

Como síntese das principais características observadas tem-se a primeira zona que esta representada pelo alto curso do rio, onde se localiza as nascentes envoltas em morros de baixa densidade demográfica; a segunda foi caracterizada como a zona homogênea do médio curso, composta pelas manchas de remanescentes de mata atlântica; a terceira zona é a do sub-

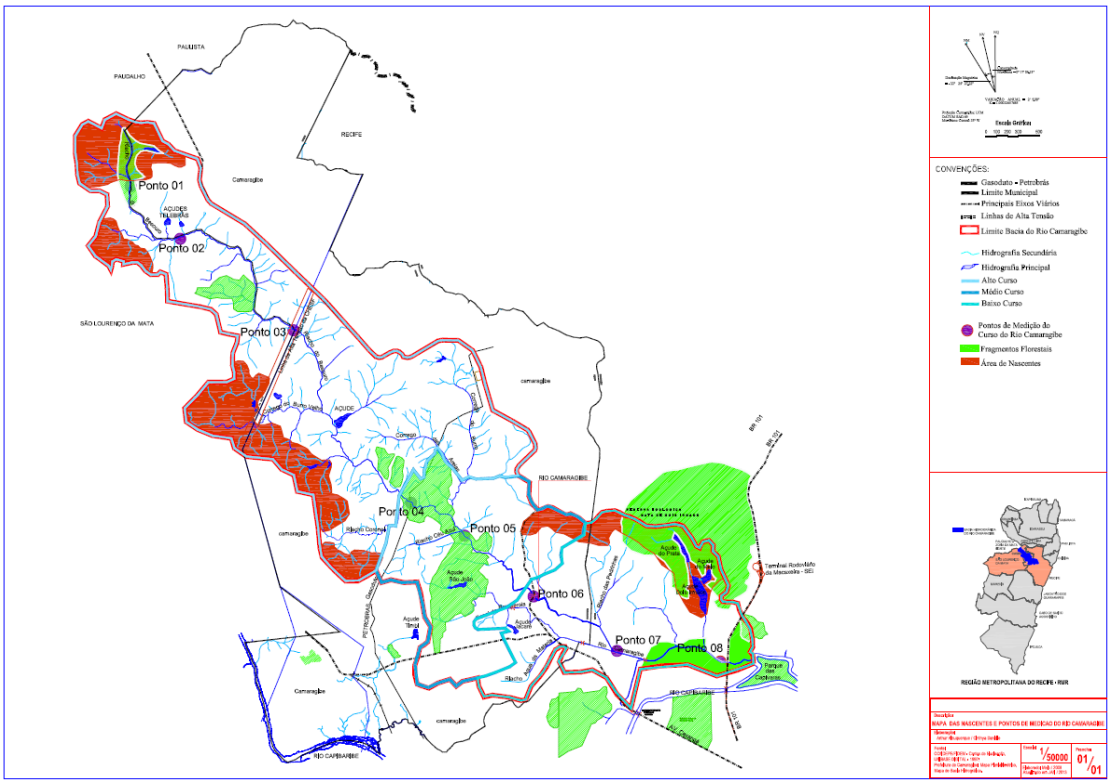
médio, representada pelos morros densamente ocupados por uma população de baixa renda após as áreas de mata e a quarta zona caracterizada como baixo curso, expressa pelas planícies de Camaragibe e do Recife compostas em sua maior parte por loteamentos e conjuntos habitacionais regularizados.

Tais recortes territoriais funcionam como delimitações espaciais de um mapeamento geoambiental que a priori mostra-se contraditório aos limites institucionais dos zoneamentos definidos nos planos diretores municipais de Camaragibe e do Recife. Como principal resultado deste mapeamento, tem-se:

1. A delimitação dos cursos do rio Camaragibe (Alto, Médio e Baixo) segundo seu zoneamento altimétrico, bem como de seus divisores com as demais bacias hidrográficas limítrofes;
2. Mapeamento e hierarquização[6] da drenagem do rio Camaragibe e a identificação dos principais usos poluidores por curso do rio, levantamento primário essencial para o enquadramento dos corpos d`água na microbacia (**MAPA, 01**) e o consequente monitoramento da quantidade e qualidade da água.
3. Mapeamento das nascentes e de seu estado de degradação na microbacia hidrográfica do rio Camaragibe;
4. Mapeamento da Cobertura Vegetal na microbacia do rio Camaragibe, obtido a partir de técnicas de sensoriamento remoto, visando a identificação de densidade florestal sobrepostos aos dados das cadernetas de campo, possibilitarando a identificação do estado de degradação da cobertura vegetal e dos principais remanescentes florestais da vegetação original.

[6] Baseada na metodologia de STRALLER, adaptada a técnicas digitais de medição dos drenos da microbacia do rio Camaragibe, sobrepostas a levantamentos em campo, para corrigir distorções, o que possibilitou a hierarquização dos mesmos com boa precisão e rapidez, para tanto, se fez uso da UNIBASE Digital, 2003 que foi sobreposta à Imagem de alta resolução do Satélite *Quickbird* de 2006-2007 – Ministério da Justiça.

MAPA 01: Localização das Nascentes e Pontos de Monitoramento do Rio Camaragibe.



Fonte: OLIVEIRA, 2009.

REFERÊNCIAS

BERTRAND, G. **Paysage et Geographie globale: esqueme metodologique**. Revue Geographique dês Pyrinées ET Sud, quest 1918-1971.

CONTI, José Bueno. A Geografia Física e as relações sociedade-natureza no mundo tropical. In: CARLOS, Ana F. Alessandri (Org.). **Novos Caminhos da Geografia.** São Paulo: Contexto, 1999.

CHRISTOFOLETTI, Antônio. **As Perspectivas dos Estudos Geográficos**. Campinas: Ed da UNICAMP. 1979.

IBGE. **Censo Demográfico, 2010**.

ROSS, Jurandyr Luciano Sanches. **Ecogeografia do Brasil: subsídios para o planejamento ambiental.** São Paulo: Oficina dos Textos, 2006.

OLIVEIRA, Arthur Albuquerque B. de; SILVA, Alderlam Welington da; GOMES, Edvânia Torres Aguiar. **Bacia Hidrográfica do Riacho Salgueiro: Um levantamento preliminar do uso e ocupação do solo no Semi-árido Pernambucano.** In: Anais do I Workshop Científico Internacional do Consórcio BAN no Brasil. Recife – PE /Xingo – AL. 2004.

OLIVEIRA, Arthur Albuquerque B. de**; Subsídios para a Gestão de Bacias Hidrográficas a Partir dos Impactos do Uso e Ocupação do Solo na Microbacia do Rio Camaragibe-PE**. DISSERTAÇÃO. PRODEMA/UFPE, 2009.

MONTEIRO, C. A. F. **Geossistemas: história de uma procura.** São Paulo: Contexto, 2000.

TEMA DE INTERESSE: RECURSOS HÍDRICOS**.**

MICROLIXOS ENTERRADOS ÀS MARGENS DO RIO PAJEÚ, SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

Bhertone Batista FREIRE[1]; Jacqueline Santos SILVA-CAVALCANTI [2]

(1) Graduando do curso de Engenharia de Pesca; Universidade Federal Rural do Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada; Fazenda Saco s/n; 56900000 – Serra Talhada - PE; bhertone@hotmail.com;
(2) Professora Adjunta do curso de Engenharia de pesca da Universidade Federal Rural do Pernambuco, Serra Talhada – PE; Jacqueline.silva@pq.cnpq.br

Resumo

O crescimento desordenado das cidades tem interferido diretamente na qualidade dos rios, ações como o destruição da mata ciliar e o lançamento de lixo em locais impróprios tem levado a não infiltração da água das chuvas, enchentes, erosão do solo e assoreamento. Microlixo é um tipo de resíduo produzido por itens de pequena dimensão. Estudos como esses são ainda muito escassos, de forma que se faz necessário a realização de trabalhos dessa natureza no intuito de obter informações acerca da realidade local para que se possam criar medidas mitigadoras e preventivas para reverter tal situação. Então o presente estudo objetivou quantificar e descrever o tipos de microlixos. O estudo foi realizado no ciclo de um ano, em trechos da bacia do Rio Pajeú, onde envolveram 3 municípios. Foi coletado um total de 216 amostras de sedimento, levados ao laboratório, contados, identificado e separados de acordo com sua característica. Conclui-se que o homem tem sido o grande causador das alterações do meio ambiente, fazendo-se então necessário tomar algumas medidas que possam vim a solucionar ou pelo menos minimizar tal problema.

Palavras-chave: Poluição ambiental, educação ambiental, urbanização.

INTRODUÇÃO

A qualidade dos rios se mostra inerente ao grau de urbanização em seu entorno. A ocupação desenfreada junto à bacia hidrográfica suprime o curso natural desses mananciais, gerando sérias conseqüências como a destruição da mata ciliar tornando

esta área impermeável e ocasionando a não infiltração das chuvas, enchentes, erosão do solo e assoreamento do rio (Pinto, 2009).

O lixo urbano tem causado grandes preocupações em todo o mundo (Oliveira *et al.*, 2005), de forma que sua produção e deposição no ambiente tem se expandido proporcionalmente a elevada urbanização e consumismo desenfreado pela população em geral (Freire & Silva-Cavalcanti, 2012).

Outra problemática ainda maior consiste na deposição de microlixo no ambiente, a qual passa despercebida aos olhos de muitos, porém tem levado a sérios impactos ao meio ambiente e, sobretudo a biota ali presente. "O microlixo consiste em um tipo de resíduo produzido por itens de pequena dimensão, os quais devido ao seu tamanho escapam do processo de limpeza pública e acabam se depositando no solo de forma secular" (D'Antonio *et al*., 2012). Além disso, a deposição deste em grande volume tem ocasionado sérios impactos ao ecossistema, independente do ambiente em que esteja deposto.

Alguns estudos já foram realizados acerca da contaminação de ambientes marinhos por microlixo nos diversos estados brasileiros, principalmente pelo fato da presença destes, ser uma ameaçada a sobrevivência de muitos animais marinhos, bem como de aves, os quais consomem certos materiais por confundirem com seu alimento natural (Junior, 2012). No entanto, para ambientes de rios, tais estudos são escassos, de forma que se faz necessário a realização de trabalhos dessa natureza no intuito de obter informações acerca da realidade local para que se possam criar medidas mitigadoras e preventivas para reverter tal situação.

Dessa forma, o presente estudo objetivou quantificar e descrever os tipos de microlixos enterrados nos sedimentos ao longo do rio Pajeú de acordo com as estações do ano (seca e chuvosa).

MATERIAL E MÉTODOS

1. Área de Estudo

A bacia do rio Pajeú (mapa 01) caracteriza-se por apresentar uma área de 16.685,63 km², sendo considerada a maior bacia do Estado de Pernambuco correspondendo a 16,97% da área do Estado.

Apresenta um regime fluvial intermitente, com nascente no município de Brejinho, por onde percorre uma extensão de aproximadamente 353 km envolvendo 27 municípios até desaguar no lago de Itaparica, no Rio São Francisco (Secretaria de Recursos Hídricos, 2009).



Mapa 01. Mapa da Bacia do Rio Pajeú com estaque para os municípios onde foi realizado o estudo. Fonte: Secretaria de Ciência, Tecnologia e Meio Ambiente, 2011.

A qualidade do rio Pajeú tem sido comprometida devido às ações antrópicas, principalmente pela emissão de resíduos sólidos como conseqüência da urbanização desenfreada às margens desse manancial, de forma que tem interferido seriamente no ciclo natural do rio e gerado grandes impactos a biota ali presente (Freire & Silva-Cavalcanti, 2012).

O presente estudo foi realizado no período de outubro 2011 a outubro de 2012 nos municípios de Calumbi, Serra Talhada e Floresta, os quais se encontram inseridos na bacia hidrográfica do Rio Pajeú. Foram amostrados seis pontos, sendo estes escolhidos de acordo com os diferentes tipos de urbanização. No município de Serra Talhada os pontos amostrados foram no bairro Alto do Bom Jesus e no bairro Caxixola, ambos localizados na zona urbana e nas barragens de Serrinha e Jazigo (zona rural). Já nas cidades de Calumbi e Floresta foram amostrados trechos do rio localizados na zona urbana, onde se apresenta pouca e mediamente urbanizada, respectivamente.

2. Amostragem

A coleta de microlixos ao longo dos trechos amostrados foi realizada nos meses de outubro, novembro e desembro de 2011 (estação seca) e abril, maio e junho de 2012 (estação chuvosa) utilizando uma sonda cilíndrica de 20 cm de diâmetro e 20 cm de altura, conforme adaptação da metodologia utilizada por Costa *et al*, (2011), onde em cada ponto foram coletadas seis amostras, sendo três à margem e três no fundo.

3. Procedimentos Laboratoriais

Os sedimentos coletados em cada ponto foram peneirados utilizando peneira de malha de 1 mm, onde os microlixos presentes foram separados, quantificados, medidos e pesados. Os fragmentos foram classificados em categorias como vidro, cerâmica, borracha e plástico.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foi coletado um total de 216 amostras de sedimento. Onde destes 46% é composto por plástico, sendo assim, esse foi o mais encontrado, tendo destaque os fragmentos de sacolas de supermercado (Fig. 1A) e os de copo descartáveis (Fig. 1B). O ser humano é o grande responsável pela grande quantidade de plástico dispersos no meio ambiente, a sua predominância se dar pelo fato de apresentar como características um baixo custo e alta resistência (Derraik, 2002), sua dispersão no ambiente esta entrelaçado a sua leveza, flutuando com maior facilidade (Neves et al., 2010).

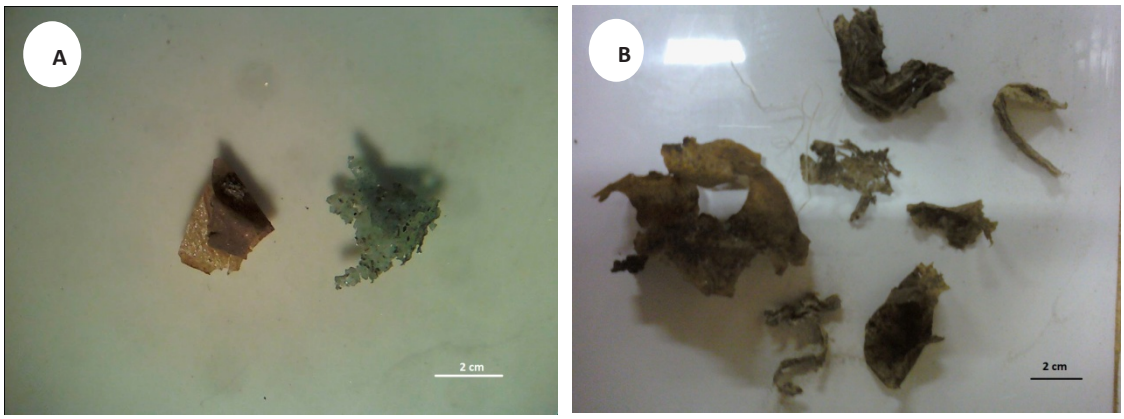


Figura 01. Exemplos de itens de plástico encontrado enterrado no Alto do Bom Jesus, Trecho do rio Pejeú. Fig. 1A – Fragmentos de sacola de supermercado, Fig. 1B – Fragmento de copo descartável.

Foi encontrado microlixo em quantidade significativa somente nos pontos localizados na cidade de Serra Talhada, com destaque para o ponto do Alto do Bom Jesus que apresenta apresentou uma maior quantidade, comprovando uma situação critica (figura 02.). Freire & Silva-Cavalcanti, (2013) em analise de resíduos sólidos nas mesmas datas e locais obtiveram também que dos pontos estudados o trecho mais impactado é na cidade de Serra Talhada, o que esta relacionado diretamente a uma maior urbanização em tais pontos, Luz (2009) ressalta que o crescimento rápido e descontrolado das populações das cidades tem pressionado significativamente a infraestrutura do lugar, bem como o meio ambiente, de modo a intensificar os problemas relacionados ao saneamento básico, pondo em risco a qualidade de vida dos habitantes.

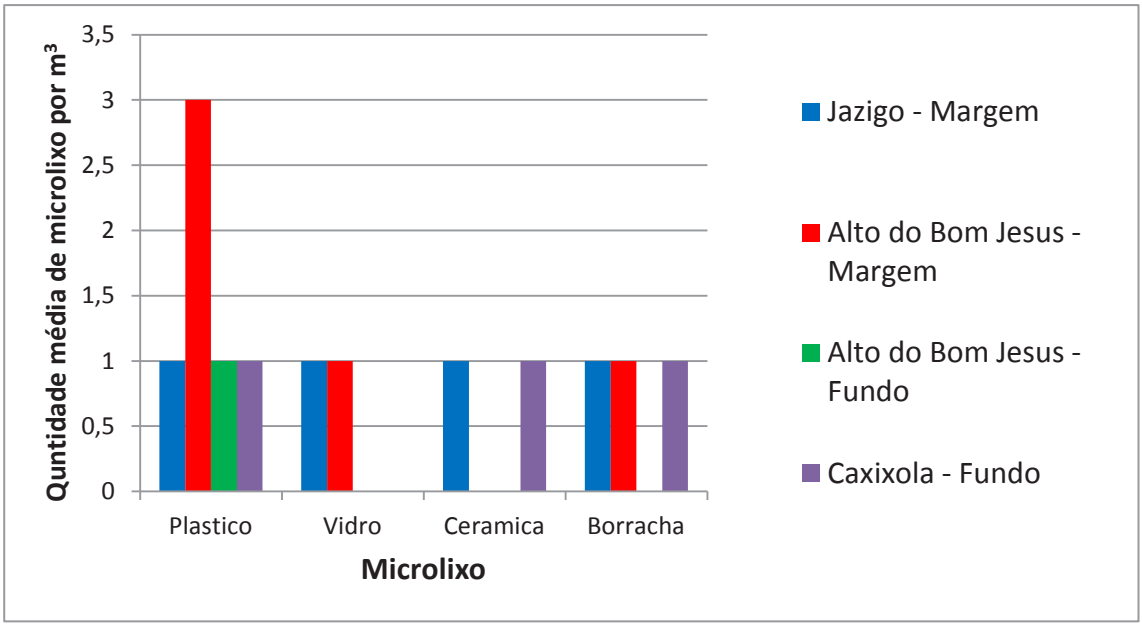


Figura 02. Quantidade média de Microlixo por m^3 nos pontos de amostragem na cidade de Serra Talhada.

A grande maioria dos fragmentos encontrados tiveram características de fonte de lixo domestico, o que esta relacionado diretamente as ações da população que habitam as margem do rio Pejeú e descartam o lixo no ou em seu entorno e não se dão conta do prejuízo causado tanto a população quanto a biota ali presente através dessa pratica,

O microlixo foi encontrado de forma significativa somente na estação seca, isso se deve pelo fato do nível da água esta baixo, deixando ainda mais visível à poluição desse manancial. O tamanho dos fragmentos variaram de 3 cm a 36 cm e o peso de 0,0944g a 14,0g. A quantidade de microlixo enterrados foi maior na margem, que no fundo.

CONCLUSÃO

O rio Pajeú nos trechos amostrados apresentou uma grande quantidade de microlixo enterrados, principalmente de plásticos dos mais diversos tamanhos e tipos. A destruição da mata ciliar, a erosão e o assoreamento têm contribuído bastante para uma maior quantidade de lixo enterrados nas margens os até mesmo no leito do rio Pajeú.

Com base nos resultados até o presente momento podemos afirmar que há uma necessidade urgente de se criar e executar alternativas junto à ordem pública para que o problema existente no rio Pajeú possa ser solucionado, ou pelo menos minimizado, de forma que se invista mais em uma coleta seletiva eficiente e na criação de locais adequados para o destino final dos resíduos urbanos, além de campanhas eco-educativas para com a população residente no entorno do rio, conscientizando acerca da importância de se preservar esse manancial.

Portanto, é necessário trabalhar, sobretudo coletivamente em prol da preservação do meio ambiente para que se alcance mais qualidade de vida e uma melhor relação entre sociedade e natureza.

REFERÊNCIAS

PINTO, F.W.C. Os impactos ambientais decorrentes do processo de urbanização e industrialização: o caso do rio Pajeú – Serra Talhada-PE. RECIFE – PE: FCAP/UPE. p. 4. Disponível em: www.sober.org.br/palestra/15/1148.pdf.
Acesso em: 10 março 2013.

OLIVEIRA, A.C.S. *et al*. Uma alternativa para o lixo flutuante em rios e córregos. **Revista Ciências do Ambiente On-Line**. v. 1, n.1, 2005. 7p.

FREIRE, B. B. & SILVA-CAVALCANTI, J. S. Análise Quali-Quantitativa de Resíduos Sólidos ao Longo do rio Pajeú, Semiárido Nordestino. In: A Conferência da

Terra, 2012, João Pessoa. Livro Eletrônico Terra: Qualidade de vida, Mobilidade e Segurança nas Cidades. João Pessoa (PB): UFPB, 2013. p. 588-597. ISBN 978-85-237-0630-2

D' ANTONIO, V. J. A. *et al.* Análise Ecológica-Quantitativa do Microlixo de uma Praia de Santos (SP): Uma Presença Indesejável e Imperceptível nas Areias das Praias. Revista Ceciliana. Santos (SP); v. 4, n. 1, p. 15-23, 2012.

JUNIOR, L. S. O Lixo e a Necessidade de Reduzir, Reutilizar, Reciclar e Repensar. Disponível em: http://www.diadecampo.com.br/zpublisher/materias/Newsletter.asp?data=28/01/2012&id=25913&secao=Artigos%20Especiais
Acesso em: 10 março 2013.

Secretaria de Recursos Hídricos e Ambiente Urbano. Gerenciamento de Resíduos Sólidos. Disponível em: http://www.mma.gov.br/sitio/index.php?ido=conteudo.monta&idEstrutura=125&idConteudo=9511.
Acesso em: 10 março 2013.

COSTA, *et al.* Plastics buried in the inter-tidal plain of a tropical estuarine ecosystem. **Journal of Coastal Research**. Polônia. p. 339-343, 2011. ISSN 0749-0208.

Luz, C.N. *Uso e ocupação do solo e os impactos na qualidade dos recursos hídricos superficiais da bacia do rio Ipitanga*. Salvador, 2009. 131f. Dissertação (Mestrado). Universidade Federal da Bahia. Escola Politécnica. Salvador.

Derraik, J.G.B. 2002. *The pollution of the marine environment by plastics debris: a review*. Marine Pollution Bulletin. 44, 842–852.

Neves, R.C. et al. 2010. *Análise quali-quantitativa da distribuição de lixo na praia da Barrinha (Vila Velha-ES)*. *In:* Anais do III Congresso Brasileiro de Oceanografia. Rio Grande - RS. p. 3. 2010.

TENDÊNCIA CLIMÁTICA DA PRECIPITAÇÃO PLUVIOMÉTRICA NO MUNICÍPIO DE CAICÓ-RN[1]

Prof. Msc. Bruno Claytton Oliveira da Silva[1]

Prof. Dr. Fernando Moreira da Silva[2]

[1]Docente da Universidade Potiguar. brunoclaytton@yahoo.com.br

[2]Docente da Universidade Federal do Rio Grande do Norte. fmoreyra@ufrnet.br

Resumo

O trabalho versa sobre o estudo da precipitação pluviométrica em um dos mais importantes núcleos de desertificação do Nordeste do Brasil: o município de Caicó-RN. Assim, o trabalho objetiva analisar a tendência da variável climática em questão, a fim de apontar se essa sofreu alterações significativas em sua tendência no último século. Para tanto, foi utilizada uma série estatística com recorte temporal fixado entre os anos de 1911 e 2009. Ademais, fez-se uso dos seguintes procedimentos e técnicas: estatística gráfica, medidas de tendência central, separatrizes e dispersão, estatística inferencial (Teste Mann-Kendall), e Microsoft Oficce Action, versão 1.1. Os resultados apontaram, inicialmente, que tendência positiva da precipitação pluviométrica par ao período em questão. Simulada a tendência da variável para os níveis de confiança 68,26%, 95,44% e 99,74%, observou que o resultado persistiu, a exceção do primeiro nível que se mostrou não significativo. Deste modo, conclui-se que no período em questão houve tendência de aumento dos totais de precipitação pluviométrica em Caicó-RN.

Palavras-chave: Desertificação, Precipitação Pluviométrica, Tendência, Seridó, Caicó.

Abstract

The work deals with the study of rainfall in one of the most important desertification nucleus of Northeast Brazil: the city of Caicó-RN. Thus, this paper aims to analyze the trend in climate variable in question, to point up the significant changes in its trend over the last century. For this, we used a statistical series with time frame set between the years 1911 and 2009. In addition, use has been made of the following procedures and techniques: graphical statistics, measures of central tendency, dispersion and separatrices, inferential statistics (Test Mann-Kendall), and Microsoft Office Action, version 1.1. The results indicated initially the positive trend in rainfall pair that period. Dummy variable for the trend of confidence levels 68.26%, 95.44% and 99.74%, observed that the result remained the exception of the first level that proved not significant. Thus, we conclude that in this period there was a trend of increased total rainfall in Caicó-RN.

Key-Words: Desertification, Rainfall, Trend, Seridó, Caicó.

[1] Trabalho de Conclusão de Curso produzido como item obrigatório para o término da Especialização em Educação Ambiental e Geografia do Semiárido (IFRN).

1 INTRODUÇÃO

A seca é um fenômeno climático que afeta drasticamente uma região, além de provocar graves danos econômicos e sociais, este fenômeno corresponde à característica temporária do clima de uma região, decorrente de precipitações pluviométricas abaixo da normal climatológica por certo período, o que não deve ser confundido com aridez, que é uma característica permanente do clima, resultante dos baixos níveis pluviométricos (FERREIRA et al., 1994).

O Nordeste do Brasil é conhecido como uma região seca, em que a maioria da população sobrevive da agricultura de sequeiro. O sucesso das culturas implantadas depende da regularidade e quantidade das chuvas. As variabilidades espacial e temporal da precipitação pluvial nas regiões áridas e semiárido são fatores limitantes para a agricultura de sequeiro (GRAEF e HAIGIS, 2001, apud SILVA, 2011).

A precipitação pluvial pode variar consideravelmente, até mesmo dentro de alguns quilômetros de distância e em escalas de tempo diferentes, tornando as colheitas das culturas imprevisíveis. A maior parte da região Nordeste do Brasil se situa dentro da zona semiárida, com grandes problemas para a sociedade e para os ecossistemas naturais, decorrentes das secas periódicas (SILVA et al, 2011).

Deste modo, o trabalho objetiva avaliar o comportamento da precipitação pluviométrica no Núcleo de Desertificação do Seridó-RN, mais precisamente, no município de Caicó-RN. Para tanto, pretende-se traçar um diagnóstico descritivo do comportamento da precipitação pluviométrica e estudar a tendência da precipitação pluviométrica do município de Caicó-RN.

2 MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O recorte espacial do estudo se limita ao município de Caicó-RN, que possui a seguinte localização/coordenadas: Coordenadas Geográficas: latitude: 6º 27’ 30” Sul

longitude: 37º 05’ 52” Oeste. A Área do município totaliza 1.228,57 km² e a altitude da sede municipal está a 151m em relação ao nível médio do mar (IDEMA, 2008).

2.2 Metodologia

Séries Temporais

As séries temporais consistem, sobretudo, em observações registradas em função do tempo cronológico. Assim, essas podem ser simbolizadas pela função genérica:

$$y = f(t) \quad (1)$$

Assim, estudos empíricos irão depender, em demasiado, do arranjo desses dados em forma cronológica, com vistas à análise crítica da mesma, a fim de analisar, descrever, compreender e prever cenários a partir do comportamento de uma dada variável em função da série em pauta (SILVA, 2009). No trabalho, foi utilizada uma série histórica/temporal coletada diretamente da Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste (SUDENE, 2012).

Estatística Descritiva

Fez-se necessário a utilização da estatística descritiva em todo o processo, sendo esta representada tanto por Medidas de Tendência Central (média, moda e mediana), bem como por Medidas Separatrizes (Quartis e Percentis) e Medidas de Dispersão (Amplitude, Desvio Padrão e Coeficiente de Variação).

Teste de Mann-Kendall

O Teste de Mann-Kendall é um teste não-paramétrico sugerido pela Organização Meteorológica Mundial (OMM) para avaliação da tendência em séries temporais de dados ambientais (YUE et al., 2002, apud SILVA et al., 2009). Segundo Silva (2009), a estatística do teste é:

$$S = \sum_{i=2}^{n} \sum_{j=1}^{i-1} \text{sinal}(x_i - x_j), \quad (2)$$

Onde: xj são os dados estimados da sequência de valores, n e o número de elementos da série temporal e o sinal (xi − xj) é igual a -1 para (xi − xj) < 0, 0 para (xi − xj) = 0, e 1 para (xi − xj) > 0. Kendall (1975) mostrou que S é normalmente distribuída

com média E(S) e variância Var(S), que para uma situação na qual pode haver valores iguais de x, são calculadas pelas equações:

$$E[S] = 0 \tag{3}$$

$$Var[S] = \frac{n\,(n-1)(2n+5) - \sum_{i=1}^{q} t_p\,(t_p-1)(2t_p+5)}{18} \tag{4}$$

Onde: (tp) é o número de dados com valores iguais em certo grupo (pth) e q é o número de grupos contendo valores iguais na série de dados em um grupo p; o segundo termo representa um ajuste para dados censurados.

Usando-se a Eq. 2, tem-se que o valor positivo de S indica tendência também positiva dos dados que crescem com o tempo; por outro lado, o valor negativo indica tendência decrescente. Sabendo-se que S é normalmente distribuída e que tem média zero e variância dadas pelas Eqs. 3 e 4, respectivamente, pode-se testar se a tendência positiva ou negativa é significativamente diferente de zero; se S é significativamente diferente de zero, a hipótese nula Ho pode ser rejeitada para certo nível de significância apontando para a existência de tendência; inversamente, a hipótese alternativa (H1) é aceita. O teste estatístico parametrizado (Zmk) é computado pela seguinte equação:

$$Z_{MK} = \begin{cases} \dfrac{S-1}{\sqrt{Var[S]}} & \text{para } S > 0 \\ 0 & \text{para } S = 0 \\ \dfrac{S+1}{\sqrt{Var[S]}} & \text{para } S < 0 \end{cases} \tag{5}$$

A presença de uma tendência estatisticamente significativa é avaliada usando-se o valor de Z; tal estatística é empregada para testar a hipótese nula, isto é, que nenhuma tendência existe. Um valor positivo de ZMK indica um aumento da tendência e, quando negativa, aponta tendência decrescente. Para testar a tendência monotônica crescente ou decrescente no nível de significância de p, a hipótese nula será rejeitada se o valor absoluto de Z for maior que Z1-p/2, utilizando-se a tabela da distribuição normal cumulativa padrão. Os níveis de significância de p = 0,01, 0,05 e 0,32 foram aplicados neste estudo.

3 RESULTADOS E DISCUSSÕES

De acordo com os objetivos propostos inicialmente, os resultados do trabalho aqui desenvolvido serão apresentados e discutidos em dois momentos: diagnóstico descritivo do comportamento da precipitação pluviométrica e estudo da tendência da precipitação pluviométrica do município de Caicó-RN.

No diagnóstico descritivo do comportamento da precipitação pluviométrica do município de Caicó-RN foram aplicadas uma série de ferramentas/técnicas estatísticas a fim de caracterizar a variável climática em questão, estando todas essas vinculadas a estatística descritiva; já mencionada anteriormente. Em tal caracterização, procurou-se avaliar os totais precipitados anualmente no município.

No que tange aos resultados, percebeu-se que precipitação média anual registrada para o período foi de 670,0 mm. Já a precipitação total que obteve maior freqüência foi 531,3 mm.

Já as precipitações mínimas e máximas registradas foram, respectivamente, 107,1 mm (1919) e 1560,5 mm (1974). Deste modo, seguindo o comportamento da precipitação da região, observa-se grande amplitude entre os totais da precipitação para o município.

Para se avaliar com precisão a representatividade da média, bem como a variação média do período, calculou-se o desvio padrão e o coeficiente de variação (%). Reiteramos que o primeiro fornecerá a variação média da precipitação, enquanto o segundo a variação média em termos percentuais.

Os resultados desta avaliação apontaram um desvio padrão de 302,0 mm e coeficiente de variação 45,1%. A partir dos resultados entende-se que a variação média dos totais de precipitação pluviométrica em Caicó-RN apresenta-se como moderada. Conseqüentemente, pode-se afirmar que a média em questão apresenta, também, moderada representatividade. Tal fato figura como significativo, já que as oscilações anuais da precipitação pluviométrica em regiões de clima semi-árido são bastante freqüentes.

A fim de atentar para as concentrações mais significativas dos totais precipitados anualmente em Caicó-RN, fez-se uso dos quartis e percentis. Após os cálculos, chegou-

se aos seguintes resultados: 1º Quartil, 464,9 mm; 2º Quartil, 648,8 mm; 3º Quartil, 841,8 mm; e 90º Percentil, 1068,8 mm.

A partir dos dados pode-se afirmar que: 25% das precipitações totais anuais foram abaixo de 464,9mm e 75% acima desse percentual; 50% das precipitações totais anuais foram abaixo de 648,6 mm; 75% das precipitações totais anuais foram abaixo de 845,5 mm e 25% acima desse percentual; e que 90% das precipitações totais anuais foram abaixo de 1068,8 mm e, somente, 10% acima desse percentual.

Com base no resultado exposto acima, observa-se que parte minoritária das precipitações esteve abaixo de 500,0 mm e que outra parte pouco significativa esteve acima de 1000,0 mm.

Outra etapa relevante do trabalho foi à análise da tendência da série temporal em estudo. Para esta fase do trabalho foi utilizado o Teste de Mann Kendall. Como destacado inicialmente, tal teste estatístico é recomendado pela Organização Mundial de Meteorologia para avaliação da tendência em séries temporais de dados ambientais diversos, dentre eles, a precipitação pluviométrica.

A partir do seu emprego, pôde-se observar que a estatística ‘S’ do teste (equação 2) mostrou-se como positiva (365). Tal resultado indica tendência positiva dos dados que crescem com o tempo (SILVA, et al., 2010) . Ou seja, já a partir de tal resultado pode apontar que os totais precipitados anualmente em Caicó-RN tenderam ao crescimento com o tempo.

Não obstante, testou-se a tendência positiva encontrada (equações 3 e 4) a fim de se observar se essa é significativa diferente de zero. Como o valor de ‘S’ apresentou como significativamente diferente de zero, a hipótese nula foi rejeitada assumindo-se, assim, a hipótese alternativa.

Mais adiante, avaliou-se a se presença se a tendência positiva encontra poderia ser considerada estatisticamente significativa (equação 5). Para tanto, tal avaliação utilizou o valor de Z. Essa estatística é empregada para testar a hipótese nula, isto é, que nenhuma tendência existe (SILVA et al., 2010). A partir dos cálculos, encontrou-se um valor de Zmk positivo, o que sinaliza para um aumento da tendência encontrada.

Por fim, testou-se a tendência monotônica crescente ou decrescente no nível significância *p*, onde a hipótese nula será rejeitada se o valor absoluto de Zmk for maior

que $Z_{1-p/2}$, utilizando-se a tabela da distribuição normal cumulativa padrão. No trabalho trabalhou-se como com os níveis de significância p=0,32, p=0,05 e p=0,01.

Os resultados deste último trabalho apontaram para uma tendência estatisticamente significativa para os dois últimos níveis de significância (p=0,05 e p=0,01).

A partir dos últimos resultados, pode-se observar que esses contrariam os prognósticos do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climática para a região do semiárido nordestino, pois o mesmo prevê redução dos totais precipitados e não acréscimo.

CONCLUSÕES

A partir dos resultados encontrados pôde-se chegar a algumas conclusões significativas a despeito do comportamento da variável precipitação pluviométrica no município de Caicó-RN. Primeiramente, constatou-se que a média calculada para o período (670,0 mm) apresentou-se como moderada, quando comparado com outros totais precipitados de municípios inseridos no semiárido nordestino. Segundo, como esperado, observou-se que o comportamento dos totais da precipitação pluviométrica no município, para o período em questão, mostrou-se moderadamente variado. Ou seja, perceberam-se oscilações nos totais precipitados, porém essas estiveram longe de variações extremas. Outra conclusão pertinente está relacionada às concentrações dos totais de precipitação pluviométrica. A partir dessa análise, pode-se concluir que parcela significativa das precipitações esteve abaixo 841,8mm (75%) enquanto, parte pouco significativa foi registrada acima desse valor; o que caracteriza, de forma segura, o regime pluviométrico do município. Finalmente, a partir do estudo da tendência, pode-se concluir, ao contrário do aponta o relatório do Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC) para a região, que os totais precipitados em Caicó-RN estão tendendo ao aumento. Ou seja, observou-se que houve uma tendência positiva/crescente dos totais de precipitação no tempo. Além disso, dada a aplicação do teste de significância, pode-se afirmar que tal resultado apresenta-se como estatisticamente significativo; o que credita aos resultados aqui demonstrados, grande validade científica.

REFERÊNCIAS

AZEVEDO, P.V; SILVA, V.P.R. Índice de Seca de Bhalme e Mooley: Uma Adaptação Regional. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE METEOROLOGIA, 1994, Belo Horizonte, MG Resumos..., Belo Horizonte: Sociedade Brasileira de Meteorologia. v. 2, p.696-699, 1994.

CRESPO, A.A. Estatística fácil. 19.ed. São Paulo: Saraiva, 2009.

FERREIRA, D.G; MELO, H.P.; NETO, F.R.R; NASCIMENTO, P.J.S. A Desertificação no Nordeste do Brasil: Diagnóstico e Perspectiva. In: Conferência Nacional e Seminário Latino-Americano da Desertificação, Fortaleza, 7 a 11 de março de 1994: Fortaleza, 1994, 56p.

INSTITUTO DE DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL E MEIO AMBIENTE DO RIO GRANDE DO NORTE. Perfil do seu município: Caicó-RN. Natal-RN: IDEMA, 2008. 32 p.

SILVA, B.C.O. Estudo Teórico-Bioclimático da Potencialidade de Desenvolvimento do *Aedes aegypti* no estado do Rio Grande do Norte. Dissertação: Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente da UFRN (PRODEMA/UFRN). Natal, RN, 2009. 101 p.

SILVA, R.A; SILVA, V.P.R; CAVALCANTI, E.P; SANTOS, D.N. Estudo da Variabilidade da Radiação Solar no Nordeste do Brasil. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola Ambiental, v.14, n.5, p.501–509, 2010.

SILVA, V. de P. R. On climate variability in Northeast of Brazil. Journal of Arid Environments, v.58, p.574-596, 2004.

SILVA, V.P.R; BELO FILHO, A. F; SILVA, B. B; CAMPOS, J.H.B.C. Desenvolvimento de um sistema de estimativa da evapotranspiração de referência. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.9, p.547-553, 2005.

SILVA; V P.R; PEREIRA, E.R.R; AZEVEDO; P.V; SOUSA, F.A.S; SOUSA, I.F. Análise da pluviometria e dias chuvosos na região Nordeste do Brasil. R. Bras. Eng. Agrícola Ambiental, v.15, n.2, p.131–138, 2011.

SUPERINTENDÊNCIA DO DESENVOLVIMENTO DO NORDESTE. Biblioteca Celso Furtado. Acesso em: http://pageserver-nt.sudene.gov.br/biblioteca/asp/busca02.asp. Disponível em: 15/06/2012.

CONFERÊNCIA DE SANEAMENTO EM LIMOEIRO DO NORTE-CE: NECESSIDADE E INTENSIONALIDADE[1]

Carlos Vangerre de Almeida Maia
Mestrando em Desenvolvimento e Meio Ambiente (UFPI) – cvamaia@yahoo.com.br
Jarbas Rodrigues Chaves
Mestrando em Tecnologia e Gestão Ambiental (IFCE) – Jarbas_sane@hotmail.com
José Wellington Rios Vital
Mestrando em Saúde Pública (Uniamérias) – riosaudevital@hotmail.com

Resumo: A Lei de Diretrizes Nacionais de Saneamento Básico (LDNSB), a Lei Federal n° 11.445/07 dispõe entre seus princípios basilares o planejamento, cabendo ao município, a elaboração do Plano Municipal de Saneamento Básico (PMSB), através da participação popular, convalidando o controle social em saneamento, outro princípio legal. Limoeiro do Norte-CE, situado a 200 Km de Fortaleza, é um dos 25 municípios cearenses que dispõe de PMSB a partir de 2009 e desde 2008 recebe ampliação do Serviço de Esgotamento Sanitário (SES) em quase todo seu perímetro urbano, além de surgir no mesmo período instrumentos legais que verse sobre esta temática. No bojo de tudo isso, se encontra a população, carente de informações, refém da situação e sem a devida participação. O presente trabalho se propõe a apresentar como a população se comporta diante a necessidade de ocorrer a I Conferência Municipal de Saneamento Ambiental (ICMSA). A comunidade considerou ser necessária a realização do evento, mas não tem tanto interesse em participar, mostrando que se faz necessário aproximar a comunidade nas discussões, favorecendo, portanto, a corresponsabilidade.

Palavras-chave: Controle Social em Saneamento, Conferência, Limoeiro do Norte-CE.

INTRODUÇÃO

A LDNSB é fruto da I Conferência Nacional de Saneamento Básico, realizada em 1999, encabeçada pela Frente Nacional pelo Saneamento Ambiental. Institui que o saneamento básico é um conjunto de serviços e ações que promovam a melhoria de condições de vida no meio urbano e rural, compreendendo o abastecimento de água, esgotamento sanitário, o manejo de resíduos sólidos e manejo de águas pluviais, assegurando o direito ao controle social, direito essencial do cidadão, fundamental para o desenvolvimento social e econômico de uma comunidade.

Para Miranda (2007), o controle social se mostra como o esforço da comunidade em prol da melhoria dos serviços, participando; fiscalizando e avaliando; formulando e implementando políticas públicas; monitorando qualidade dos serviços, dentre outras.

Para Santos (2007), o controle social e a participação comunitária poderão contribuir para a melhoria da eficiência da prestação dos serviços de saneamento e para a

[1] Trabalho inédito.

qualificação do gasto público no setor. Ambas são práticas de cidadania e democracia, práticas que ainda se encontram em fase de consolidação na sociedade brasileira.

A realização de conferências favorece a democracia, cidadania e auxilia a construção de políticas públicas, assegurando o planejamento das ações, popularizam o debate; criam e reforçam laços entre entidades representativas da área e a sociedade civil; propiciam maior inserção nos meios de comunicação, e contribuem para a própria formação de quadros e revigoramento das entidades (MORAES; MELO & REIS, 2002).

Essas conferências podem gerar subsídios importantes para a formulação de políticas públicas de saneamento, pois legitimam a corresponsabilidade da comunidade.

Neste contexto, o presente trabalho se propõe a apresentar como a população urbana de Limoeiro do Norte – CE se porta diante a necessidade de ocorrer a ICMSA.

METODOLOGIA

Foi feita revisão de literatura sobre controle social em saneamento, a fim de subsidiar o embasamento teórico e realizada pesquisa junto a uma amostra não probabilística acidental de 537 indivíduos, maiores de 18 anos, responsáveis por domicílios urbanos no município de Limoeiro do Norte, com o objetivo de conhecer a postura dos mesmos perante a necessidade e intencionalidade de realização da ICMSA e avaliar a prestação dos serviços de saneamento local através de um questionário estruturado, além de traçar um diagnóstico de oferta dos serviços de saneamento local e sua avaliação por parte dos usuários. Destaca-se que o serviço de drenagem urbana foi desconsiderado na realização deste trabalho devido o índice de cobertura mínima existente na cidade (inferior a 1%). A pesquisa ocorreu entre julho e setembro de 2012 em quatro bairros situados na Zona Leste, que são cobertos SES (Boa Fé, Bom Nome, Luiz Alves de Freitas, e Santa Luzia) – serviço que se encontra em expansão no município desde 2008 e que foi previsto pelo PMSB, cujas ações foram provenientes das demandas sociais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Limoeiro do Norte (figura 01), situado a 200 Km da Capital, Fortaleza, inserida na microrregião do Baixo Jaguaribe é um dos 25 municípios que já possuem PMSB no Estado do Ceará e abrange a 25ª maior população do Estado com um 56.281 habitantes, sendo que 32.502 (57,75%) residem no perímetro urbano, a Sede do município, habitando 11.058 domicílios - 57,43% do total - (IBGE,2010).



Figura 1 - Localização do município de Limoeiro do Norte – CE
Fonte: Google Maps (2012).

Inicialmente, a amostra foi indagada sobre renda, escolaridade, quantidade de pessoas residentes no imóvel e se as famílias recebiam algum benefício social. Prevaleceram famílias com até 04 pessoas (84,7%) e que não recebem qualquer tipo de benefício social (64,32%), mas com renda igual a um salário mínimo (41,0%).

Limoeiro do Norte compõe cerca de 0,72% do PIB cearense e que abriga cerca de 6.495 famílias em situação de extrema pobreza[2], onde 3463 (53,9%) situadas na área rural do município e as demais 3032 famílias residem no perímetro urbano municipal, das quais, 1424, aproximadamente 47% deste valor, residem nestes bairros.

A escolaridade dos entrevistados apontou predominância de indivíduos com nível fundamental incompleto (43%). Enquanto que a quantidade de analfabetos foi 04 vezes superior a indivíduos com nível superior completo – 12% e 3% respectivamente.

Sobre os serviços de saneamento ambiental, verificou-se que 18,7% dos entrevistados associaram ao abastecimento de água potável e de esgotamento sanitário, coleta e disposição final adequada dos resíduos sólidos e controle de doenças transmissíveis, mas cerca de 21,1% desconhecem o tema.

Verificou-se também que o serviço que mais foi o SES, 49,4%. Pode-se creditar este valor ao costume popular de chamar a obra de expansão deste serviço, que ocorre no município desde 2008, por “obra de saneamento”. Salienta-se que em recente trabalho publicado pelo Instituto Trata Brasil, o índice de associação aos serviços de saneamento básico em cidades acima de 500 mil habitantes foi de 54%.

[2] De acordo com o Plano Local de Enfrentamento à extrema Pobreza (2011), uma família é considerada extremamente pobre quando a *renda per capta* dos moradores não ultrapassa R$ 70,00.

Quanto à população, constatou-se que 98% da amostra são abastecidas por água tratada, 99% possuem coleta periódica de resíduos sólidos e que 72% das residências são atendidas pelo SES, mas 20% continuam destinando os efluentes às fossas rudimentares e, aproximadamente, 8% não sabiam para onde iam seus dejetos. Em mais de 90% das residências ainda existe pelo menos uma fossa, mesmo que em desuso e que não foram esgotadas antes de fazer conexão ao SES.

No Ceará, de 2000 a 2010, o número de domicílios contemplados por saneamento adequado variou de 28% para 39% e que, segundo Galvão (2011), pelo menos 1.142.700 (13,4% da população total do Estado) tem atendimento precário e/ou deficitário ao acesso a água potável e que este número sobe para 4.820.000 (43,4%) referente ao SES e para 5.045.243 (59,7 %) no tocante ao manejo dos resíduos sólidos.

Em Limoeiro do Norte, o índice de atendimento aos serviços de abastecimento de água, manejo de resíduos e esgotamento sanitário correspondem a índices superiores a 90% para os dois primeiros serviços e aproximadamente 15% para o terceiro (SAAE, 2012).

Pedido para que classificassem de 0 a 5 os serviços prestados, onde 0 significa completa insatisfação com o serviço e 5, um serviço excelente, obteve-se os seguintes resultados percentuais, conforme tabela 1.

Tabela 1– Satisfação da população amostral (%) em relação aos serviços de saneamento

Serviços	Péssimo	Ruim	Regular	Bom	Ótimo	Excelente
Água	3	1	21	5	25	45
Esgoto[1]	2	1	11	8	36	42
Coleta dos Resíduos	3	2	6	16	22	51

Sobre o desperdício de água, apenas 13,8% afirmam desperdiçar, porém cerca de 65% dos entrevistados apontam que ocorre pelo menos um dos casos - não verificam as ligações internas periodicamente, costumam lavar as calçadas e molhar a rua, lavam veículos utilizando-se de mangueiras, aguam plantas durante manhã e tarde e não costumam desligar torneiras durante a escovação de dentes e nem durante os banhos.

Tais ações, podem não ser consideradas como desperdício de água por alguns, mas mesmo assim, onera o valor a ser pago, implicando na tarifação do esgoto (80% sobre o valor da água), que 95% dos entrevistados dizem conhecer e que para 58% diz ser um obstáculo para adesões.

Sobre relação entre saneamento, qualidade de vida e qualidade ambiental e constatou-se uma ampla correlação entre ambos, conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Percepção da população em relação ao saneamento e qualidade de vida e ambiental.

	Saneamento x qualidade de vida	Saneamento x qualidade ambiental	Qualidade de vida x qualidade ambiental
Sim	95,1%	96,4%	94,8%
Não	2,7%	3,1%	2,9%
Não sabe/ não respondeu	2,2%	0,5%	2,3%

Na perspectiva da interrelação entre meio ambiente, saneamento e qualidade de vida, os moradores foram inferidos sobre quem é o maior responsável pela salubridade ambiental: Poder Público, Coletividade ou Ambos (Figura 2).

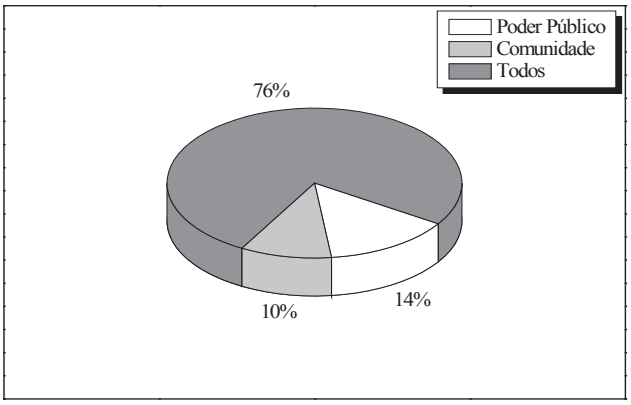


Figura 1: Responsabilidade pela salubridade do município.
Fonte: Própria.

Buss (2000) afirma que a participação é uma condição indispensável para a viabilidade e efetividade das políticas públicas. Consequentemente, a atuação da sociedade civil é fundamental para o processo de democratização do Poder Público (PITERMAN, 2008).

A LDNSB assegura à população o direito ao controle social. Seja na demanda por determinado empreendimento, execução e concepção de projetos e fiscalização do mesmo, inclusive acesso à movimentação financeira.

Assim sendo, os entrevistados foram abordados sobre a possibilidade de mudança dos próprios hábitos em prol de melhor qualidade de vida e sobre se a comunidade deveria ser envolvida nas discussões sanitárias e ambientais. Os resultados apontam que a comunidade é favorável a mudança de hábitos para melhoria da qualidade ambiental (88,3%), e considera necessária sua inserção no processo discussão (86,6%).

De acordo com Limoeiro do Norte (2011), os serviços de saneamento correspondem ao 4° maior ordenador de despesas no município, conforme Figura 3.

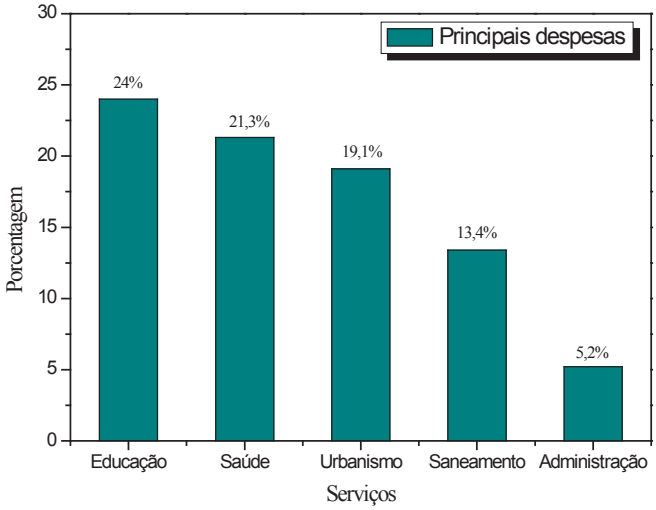


Figura 3 - Distribuição das 5 maiores despesas do município em 2009
Fonte: Plano Local de Enfrentamento à Extrema Pobreza (2011)

Para Piterman (2008), vários são os fatores que podem dificultar a plenitude dos serviços de saneamento: recursos humanos, aporte financeiros, legislações específicas e autonomia e efetivação dos Conselhos Municipais de Saneamento.

A Lei municipal N° 1.542/11, iluminada pela LDNSB, é muito clara quando aborda sobre o Conselho Municipal de Saneamento – sendo consultivo e deliberativo – mas, o mesmo ainda não foi constituído e o PMSB, o maior produto de demandas sociais em saneamento no município, é desconhecido para cerca de 64% dos entrevistados.

O Decreto federal 7.217/10 informa que o acesso aos recursos públicos para serviços de saneamento, a partir de 2014, está vedado, se os mesmos não possuírem uma legislação específica sobre o controle social realizado por órgãos colegiados (Art. 34/ § 6º).

A Lei N° 1.542/11 define que o controle social deve ser feito por um colegiado composto por representantes dos titulares e prestadores de serviço, entidades técnicas, órgãos governamentais ligados ao setor de saneamento, sociedade civil, organizações de defesa do consumidor e dos usuários dos serviços de saneamento.

A apropriação do PMSB pela coletividade, a apresentação do Conselho Municipal de Saneamento Básico, oportunidades de diálogos sobre tarifação e consumo consciente, a importância dos serviços de saneamento e do saneamento ambiental para melhoria da

qualidade de vida da comunidade seriam bons temas a serem abordados em uma Conferência Municipal de Saneamento.

Principalmente, quando a comunidade considera o evento necessário e se mostra receptiva em fazer parte do mesmo, de acordo com Tabela 4.

Tabela 4 – Necessidade e intencionalidade da realização da Conferência.

Conferência	Sim (%)	Não (%)	Indiferente (%)
Necessidade	92,4	4,5	3,1
Intenção em participar	62,7	32,8	4,5

Percebeu-se que a comunidade acredita ser necessária a realização do evento, mas ainda carece de mais ferramentas motivacionais que façam com que a mesma se sinta corresponsável, atraída e que estimule sua participação.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

É indubitável a relevância que o saneamento traz ao desenvolvimento social de uma comunidade, principalmente que ela está inserida ativamente em todas as ações dos serviços que compõe o saneamento.

O controle social em saneamento traz consigo importante valor de democracia inclusiva, pois os usuários dos serviços tendem a se sentir agentes corresponsáveis para os seus plenos funcionamento.

Em Limoeiro do Norte, deveras são os argumentos que justificam a realização de um evento aberto à participação popular como a ICMSA, no caso, seria a I que ocorreria no Município, quiçá na região ou no interior do Estado.

Dentre justificativas para a realização deste evento, encontram-se: desde apresentação do PMSB à população e a própria formação do Conselho Municipal de Saneamento Básico; consumo consciente da água, que pode reduzir o valor total repassado ao usuário; promover informações que possam esclarecer e maximizar a quantidade de beneficiários pelos serviços; inserção da comunidade nas discussões ambientais e sanitárias; iluminar a comunidade sobre a que a obrigatoriedade da ligação ao SES pode impactar de forma positiva a saúde humana, além de, ser discutido temas que possam promover universalização com equidade e justiça social.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BRASIL, **Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007** - Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico; altera as Leis nos 6.766, de 19 de dezembro de 1979, 8.036, de 11 de maio de 1990, 8.666, de 21 de junho de 1993, 8.987, de 13 de fevereiro de 1995; revoga a Lei. 6.528, de 11 de maio de 1978; e dá outras providências.

_____. **Decreto nº 7.217, de 21 de junho de** 2010 - Regulamenta a Lei no 11.445, de 5 de janeiro de 2007, que estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico, e dá outras providências.

BUSS, P. M. **Promoção da saúde e qualidade de vida**. *Ciência & Saúde Coletiva*, Rio de Janeiro, v. 5, n. 1, p. 163-177, 2000.

GALVÃO, Alceu. Saneamento Básico No Ceará. Fortaleza: [s.n.], 2011. Apresentação em *power point.* Encerramento do 7° Simpoósio de Saneamento Ambiental.

IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censo Demográfico 2010**. Disponível em: www.ibge.gov.br. Capturado em: 14/10/12 às 21:36:08.

INSTITUTO TRATA BRASIL, **Percepções sobre saneamento Básico**, 2009.

LIMOEIRO DO NORTE, **Lei Nº 1.542, de 25 de Fevereiro de 2011,** Dispõe sobre o Plano Municipal de Saneamento Básico de Limoeiro do Norte, e dá outras providências.

_____, **Plano Local de enfrentamento à extrema pobreza**, 2011

MIRANDA, E. C. de. O saneamento ambiental para uma cidade saudável e sustentável à Luz da Lei 11.445/2007. In: ASSIS, J. B. L. de (editor) – **Controle Social no Saneamento: perspectivas para uma cidade saudável** – Natal. Agência Reguladora dos Serviços de Saneamento Básico do Município de Natal, 2007. 138p.

MORAES, L.R.S.A.; MELO, G. B.; REIS, M. G. C. Conferência Municipal de Saneamento Ambiental: Instrumento de Participação e Controle Social na Formulação da Política Municipal de Saneamento Ambiental – A Experiência de Alagoinhas, Bahia. In: **Exposição De Experiências Municipais Em Saneamento**, Vi., 2002, Rio De Janeiro. *Anais*... Brasília: Assemae, 2002. 1 Cd-Rom.

PITERMAN, Ana. **O controle social e as políticas públicas de saneamento: uma avaliação em municípios pertencentes à Bacia do Rio das Velhas** – 2008. 237 f., Dissertação (mestrado) – Universidade Federal de Minas Gerais, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental.

SAAE, Serviço Autônomo de Água e Esgoto de Limoeiro do Norte, **Mapas de faturamento**, 2012.

SANTOS, J. F. dos. Controle social no saneamento: perspectiva para uma cidade saudável à luz da Lei nº 11.445, de 05 de janeiro de 2007. In: ASSIS, J. B. L. de (editor) – **Controle Social no Saneamento: perspectivas para uma cidade saudável** – Natal. Agência Reguladora dos Serviços de Saneamento Básico do Município de Natal, 2007. 138p.

AS POLÍTICAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA NO SEMIÁRIDO BRASILEIRO

Cristhiane Fernandes de Araújo[1]
Pedro Costa Guedes Vianna[2]

Resumo. A irregularidade das precipitações, as características hidrogeológicas, aliadas à má gestão dos recursos hídricos no semiárido do Brasil vem desafiando sua população e os pesquisadores para encontrarem alternativas para racionalizar o uso da água nessa região. Este trabalho apresenta um breve estudo sobre as politicas de abastecimento de água na região semiárida brasileira, que tem como marco inicial a política de açudagem desenvolvida ainda na época do Império Português no Brasil, assim como o Projeto de Integração do Rio São Francisco-PISF e as formas de abastecimento através de pequenas estruturas hídricas como as cisternas de placas. Os resultados mostraram que as políticas de abastecimento através de grandes estruturas hídricas como os açudes não supriram as necessidades hidrológicas da região atendendo somente a determinadas parcelas da sociedade. Em relação ao PISF é preocupante a falta de projetos para administrar essas águas nos estados e nos municípios receptores. Nesse contexto, a presença dos movimentos sociais que trabalham em conformidade com a sociedade civil organizada, tem demonstrado que a inserção de pequenas estruturas hídricas é capaz de favorecer a população do semiárido.

Palavras-chave: recursos hídricos, estiagem, cisternas.

INTRODUÇÃO

Dados do Ministério da Integração Nacional mostram que o semiárido brasileiro é um dos maiores, mais úmidos e mais populosos do mundo, totalizando uma área de 969.589,4 Km², nos Estados de Alagoas, Bahia, Ceará, Minas Gerais, Paraíba, Pernambuco, Piauí, Rio Grande do Norte e Sergipe, fazendo parte dessa região 1.133 municípios. Vivem nessa região 22 milhões de pessoas.

> Jean Dresh, grande conhecedor do Saara, ponderava aos seus colegas brasileiros, ao ensejo de uma excursão pelos sertões da Paraíba e de Pernambuco, que a existência de gente povoando todos os recantos da nossa região seca era o principal fator de diferenciação do Nordeste interior em relação as demais regiões áridas ou semiáridas do mundo. Lembrava Dresh que, nos verdadeiros desertos, o homem se concentra, sobretudo nos oásis, sendo obrigado a controlar drasticamente a natalidade devido a uma necessidade vital de sobrevivência das comunidades. (AB'SÁBER, 2003, p.92.)

No semiárido brasileiro as chuvas ocorrem de maneira irregular variando entre 400 e 800 mm anuais, extremamente concentradas gerando longos períodos de

[1] Aluna do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Civil e Ambiental. Universidade Federal da Paraíba
[2] Professor do curso de Geografia e do Programa Regional de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente-PRODEMA. Universidade Federal da Paraíba

estiagem. Para Ab'Saber (2003), os sertões nordestinos não escapam a um fato peculiar a todas as regiões semiáridas do mundo: a variabilidade climática.

No entanto, se houvesse um planejamento adequado de armazenamento dessa água, essa quantidade seria suficiente para abastecer as famílias no período de estiagem. Dados do Ministério da Integração mostram que os conhecimentos acumulados sobre o clima permitiram concluir não ser a falta de chuvas a responsável pela oferta insuficiente de água na região, mas a má distribuição, associada a uma alta taxa de evapotranspiração, que resultam no fenômeno da seca. De acordo com Malvezzi:

> O nosso Semiárido é o mais chuvoso e populoso do planeta. Já citamos os dados: em média, caem por ano 750 bilhões de m³ de água sobre o nosso Semiárido e só temos infra-estrutura para armazenar 36 bilhões, os quais ficam expostos ao processo de evaporação. Portanto, o problema não é a falta de água, mas o seu aproveitamento inteligente. (MALVEZZI, 2007, p.106).

A primeira alternativa tecnológica encontrada pelo governo brasileiro foi a construção de grandes açudes, na busca de encontrar um equilíbrio entre demanda e oferta de água. Contudo as construções dos açudes não obtiveram os resultados esperados. A respeito das construções dos açudes no Nordeste brasileiro Ab'Saber(2003), coloca que:

> Logo se percebeu que os grandes açudes tinham algumas falhas de funcionalidade. Não existindo várzeas irrigáveis, eles eram pouco úteis. Verificou-se, ainda, que mesmo na circunstância de existirem setores irrigáveis pela distribuição de água por gravidade - a capacidade de atendimento em termos do número de famílias beneficiadas era muito limitada. (AB'SÁBER, 2003, p. 99).

Com o objetivo de possibilitar efetivamente uma convivência do homem do campo com o semiárido, foi criada em 1999, a Articulação no Semiárido ASA, que é uma rede voltada para as questões sociais e a gestão da água, agregando valores culturais e de justiça social. A ASA defende as tecnologias sociais como a captação de água da chuva para consumo humano e produção agrícola, essas tecnologias são conhecidas por Tecnologias Sociais Hídricas TSH.

A construção de cisternas para guardar água de chuva tem sido praticada há milênios. Há registros de cisternas de mais de dois mil anos em regiões como a China e o deserto de Negev, hoje território ocupado de Israel e Jordânia (Gnadlinger 2000). A chuva é uma fonte valiosa de água e o aproveitamento desta é de extrema importância para convivência do homem com o semiárido. Uma alternativa seria manter e ampliar as redes de infraestrutura hídrica, ampliando os programas que vem sendo desenvolvidos pela ASA.

A partir de 2003 a ASA começou uma parceria com o governo federal e outras entidades, ampliando e melhorando estes programas, aumentando a construção de cisternas nas comunidades da região do semiárido através do Programa de Formação e Mobilização Social para a convivência com o semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais – P1MC, e o P1+2- Programa Duas Águas e uma Terra.

Outra política de abastecimento de água para a região semiárida é o Projeto de Integração do Rio São Francisco. O Projeto de Integração do Rio São Francisco com as bacias hidrográficas do Nordeste Setentrional é um empreendimento do Governo Federal. Destinado a assegurar oferta de água a cerca de 12 milhões de habitantes de 390 municípios do agreste e sertão dos Estados da Paraíba, Pernambuco, Ceará e Rio Grande do Norte. No Estado da Paraíba, o Eixo Leste do Projeto São Francisco permitirá o aumento da garantia da oferta de água para os vários municípios da Bacia do Rio Paraíba, atendidos pelas adutoras do Congo, do Cariri, Boqueirão e Acauã. O Eixo Norte conduzirá a água a diversos municípios da bacia do rio Piranhas, atendidos por sistemas adutores tais como Adutora Coremas - Sabugi e Canal Coremas -Sousa.

O trabalho tem como objetivo realizar uma breve análise sobre as politicas de abastecimento de água na região semiárida tais como a açudagem, o Programa de Integração do Rio São Francisco e as pequenas estruturas hídricas ou seja as TSH.

METODOLOGIA

A metodologia utilizada foi baseada nos estudos de Thual (1996) descrimina três eixos de análise, TEMPO X ESPAÇO X INTENÇÃO, que formam um triângulo com pares dialéticos nas suas extremidades. Estudar e entender os conflitos pelo uso das águas é o primeiro passo para evitá-los. Os mecanismos de gestão participativa e de governança são meios de construção de alternativas a esta situação. Estes três eixos estão assim definidos:

1. INTENÇÕES – (Inclui interesse, objetivo e meta)
2. ESPAÇO – (Inclui escala, dimensão e forma)
3. TEMPO – (Inclui análise periódica, contextualização histórica e escala temporal)

Essa metodologia avalia os territórios demarcados por questões hídricas fazendo-se necessário observar todos os atores envolvidos para que se possa compreender e avaliar a essência dos fenômenos que geram o processo de formação territorial, onde o recurso hídrico é um elemento determinante. Por outro lado, a

disponibilidade natural e artificial da água também é levantada e analisada, constituindo-se um contraponto hídrico do processo. Seja na escala global ou local, a água foi, quase sempre, motivo de conflitos, sobretudo em lugares onde ela é naturalmente escassa ou onde existem longos períodos de baixa disponibilidade. Neste caso, os atores estabelecem confronto de forças para dominar ou controlar as águas de um determinado espaço geográfico. Esta ação é parte do domínio destes territórios.

Cada ator dentro do processo é analisado em função dos 3 eixos, e as categorias espaço e tempo recebem diferenciação em relação à escala geral de analise e as escalas específicas, porque espaço e tempo necessitam analises em escalas amplas e detalhadas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados alcançados permitem considerar a existência de problemas e boas práticas na busca de encontrar um equilíbrio entre demande e oferta de água no semiárido brasileiro. Os programas sociais desenvolvidos pela ASA como exemplo a construção das cisternas, mostram que com poucos recursos é possível criar melhores condições para o desenvolvimento social e econômico para os agricultores fortalecendo a produção agrícola.

No semiárido nordestino a questão hídrica assume proporções diferenciadas e o esforço que vem sendo feito para convivência com o semiárido, tem no Programa do PISF, uma vertente importante, no que se refere ao abastecimento público das cidades e projetos de irrigação. No entanto observamos alguns problemas no que diz respeito a gestão dos recursos hídricos no semiárido, principalmente em relação ao programa de integração do São Francisco, o maior problema é o destino dessas águas.

Os açudes normalmente estão distantes das residências da maioria dos agricultores, o que causa um grande desconforto, já que normalmente os moradores são obrigados a percorrer “quilômetros” para terem acesso à água. Nesse contexto a captação da água da chuva e de suma importância como forma de garantir a oferta de água para essa região.

Nessa vertente, estão os programas sociais desenvolvidos pela ASA os programas Um Milhão de Cisternas Rurais - P1MC e o programa Uma Terra Duas Águas - P1+2. O programa (P1MC) Um Milhão de cisternas faz parte das ações do Programa de Formação e Mobilização Social para convivência com o semiárido da ASA, envolvendo e capacitando as famílias com uma proposta de educação processual. Tem como objetivo beneficiar cinco milhões de pessoas no semiárido, através das cisternas de placas, com água potável para beber e cozinhar. O programa é oferecido a

famílias incluídas no Cadastro Único do Governo Federal, com renda de até meio salário mínimo por membro da família, e que residam permanentemente na área rural e não tenham acesso ao sistema público de abastecimento de água.



Figura 1
Cisterna de Placas no semiárido. Foto: Cristhiane Fernandes.2011.

Já o programa Uma Terra e Duas Águas (P1+2) é uma das ações do Programa e Formação e Mobilização Social para Convivência com o semiárido, o objetivo do Programa é incentivar a participação das famílias no processo de desenvolvimento rural criando melhores condições para os agricultores, estimulando o sistema de produção, gerando segurança alimentar. O "1" significa terra para produção. O "2" corresponde a dois tipos de água, a potável, para consumo humano, e água para produção de alimentos. Existem ainda outras técnicas de armazenamento de água desenvolvidas pela ASA, porém em menor impacto, como: tanques de pedras, barragens subterrâneas e poços cacimbas.

As análises dos diversos documentos técnicos do PISF e seus projetos complementares, inclusive de projetos de canais e adutoras na Paraíba demonstram a presença de pelo menos três "vertentes-possibilidades", uma de autoria da AESA/PB, outro de autoria da SEMARH/PB e outro do Ministério da Integração. Está claro que existe uma disputa pelo traçado e pela primazia temporal no uso destas águas. É preocupante que o primeiro projeto apresentado com recursos disponibilizados pelo governo Federal e apoiado pela FAEPA/PB, (Figura 2) prevê a utilização destas águas na região litorânea, notadamente entre os municípios de Mari e Sapé, ficando claro neste caso o interesse do setor do agronegócio exportador. O quadro desenhado é o da passagem de águas pelo semiárido mais seco do país, o Cariri Paraibano, onde

estudiosos defendem a existência de um núcleo de desertificação, para sua utilização à jusante, no compartimento litorâneo, onde a disponibilidade de recursos hídricos é maior. Está montado o mapa da *"guerra"* pelas águas.



Figura 2 – Projetos complementares na Paraíba, com destaque para Canal litorâneo (em vermelho)

O canal proposto, único em execução, como projeto complementar do Eixo Leste na Paraíba, denominado "Canal das Vertentes Litorâneas" é um exemplo claro de inadequação. Denominado de obra estruturante nos discursos políticos é a prova de que a água do sistema da bacia hidrográfica do Paraíba, mesmo após a transposição, será prioritariamente usada no litoral, antes mesmo de servir ao semiárido, uma prova inequívoca da intenção de privilegiar terras (e seus proprietários) com tradição no cultivo da cana e na fruticultura exportadora.

Em relação à seca de 2012 em que todos (governo e população), ficaram alarmados apenas demonstra o total despreparo administrativo dos nossos gestores. Se apenas um ano com precipitação abaixo da média normal espanta o governo e a sociedade, está confirmado o quanto nossas políticas públicas para o semiárido estão estagnadas no tempo. A seca é um processo natural do semiárido, é uma das características dessa região, deste modo, não pode ser tratada como algo inesperado, há séculos tem-se conhecimento desse "fenômeno", no entanto até hoje nossos governantes não organizaram planos e políticas efetivas para criar condições para que o homem do campo conviva com esse região.

Desta forma o maior desafio da região semiárida é a gestão dos recursos hídricos. A gestão procura melhorar adaptar as políticas públicas às particularidades setoriais e locais, associando diretamente à sua elaboração os atores mais ligados e interessados do seu meio, e, por conseguinte melhor posicionados em relação às

necessidades reais das populações envolvidas. A governança é um processo longo, que exige amadurecimento da população, e que deve privilegiar os atores municipais e locais, focos de poder mais próximo da população e por isso mesmo mais importante para a sensibilização de toda a sociedade. É no município que os gestores estão mais próximos da realidade, de seus problemas e da população, e são fundamentais para a criação de ambientes mais propícios à governança. Nesse contexto, e até este momento não percebe-se a possibilidade de interligar as águas que irão ser transportadas do rio São Francisco com as Tecnologias Sociais Hídricas, nem se vislumbra horizontes de cooperação entre os atores envolvidos.

A falta de projetos e, sobretudo, o despreparo da população e das administrações públicas para a realidade que artificialmente será criada é preocupação de todos os envolvidos no PISF. É latente a falta de um diagnóstico dos recursos hídricos locais, da interação que estes terão com os recursos artificialmente adicionados ao seu patrimônio hídrico e dos fatores que podem (lixões, lançamentos de esgotos, efluentes industriais, etc.) poluir estas águas. Caso esta situação continue, ela será fonte de conflitos e de disputa, impostos por gestores externos à bacia, ou seja, empresas e organismos que atuam na escala nacional.

Em março de 2012 o governador da Paraíba alertou o Estado e os Municípios que precisam estar preparados para a seca que deverá ser a pior registrada nos últimos trinta anos. Ele destacou que o Governo Federal e Estadual estão tomando medidas para minimizar os efeitos da estiagem no fornecimento de água, apoio ao agricultor, ampliação do crédito e ações estruturantes para a solução definitiva da falta de água. Diante da grande demanda dos municípios por carros pipas, o secretário da Infraestrutura revelou que o Governo do Estado vai buscar uma maior integração com os Ministérios da Integração Nacional e da Defesa, além do Exército, visando o aumento no número de carros-pipa[3]. Nesse contexto a Assembleia Legislativa do Estado da Paraíba esta realizando uma campanha colhendo assinaturas com objetivo de conseguir mais verbas para "amenizar" os danos causados pela estiagem de 2012.

Esta é a realidade dos governos no semiárido, mais de trinta anos após a última grande seca, e o carro-pipa ainda é a "melhor solução" encontrada para resolver este problema, de acordo com nossos estudos a mesma solução será posta em prática na próxima grande seca e as águas da transposição só chegaram à maioria das famílias da

[3] Dados retirados do site www.**aesa**.**pb**.gov.br/

zona rural do semiárido através de carro-pipa, trazendo de volta as velhas práticas dos coronéis nordestinos, da conhecida indústria da seca, o que reafirma o grande atraso na gestão dos recursos hídricos do semiárido brasileiro.

CONCLUSÃO

1 - Os movimentos sociais em parceria com a Sociedade Civil Organizada, tem demonstrado que a construção de pequenas estruturas hídricas é capaz de favorecer socialmente a população do semiárido, propagando a real necessidade de configurar uma "nova gestão de águas**",** baseada não nas grandes estruturas, mas nas pequenas estruturas hídricas, geridas não pelo Estado, mas pelas comunidades que fazem uso dessas tecnologias. Aqui esta um caminho para a construção de uma verdadeira governança das águas no semiárido nordestino.

2 - Com relação ao programa de Integração do São Francisco o maior desafio será a gestão dessas águas, a grande questão será o destino dessas águas, já que o único projeto que está em andamento no estado da Paraíba é o projeto das Vertentes Litorâneas, ou seja, as obras do Eixo Leste na Paraíba serão utilizadas para beneficiar o agronegócio exportador, nas cidades de Mari e Sapé, municípios que fazem parte da zona da mata paraibana, área com os maiores índices pluviométricos do estado.

3 - O grande desafio da região semiárida é armazenar e gerenciar adequadamente suas águas, já que a relação oferta X demanda dos recursos hídricos na região é um desafio constante.

REFERÊNCIAS

-AB'SÁBER, A. N. **Os Domínios de Natureza no Brasil: potencialidades paisagísticas** . São Paulo: Ateliê Editora, 2003.
-ASA. **Articulação no Semiárido.** Disponível em : <htpp://asabrasil.com.br.>
-AESA. **Agencia de Águas da Paraíba**. Disponível em< *www.**aesa.pb**.gov.br/*>
-Gnadlinger, J. **Técnicas de diferentes tipos de cisternas, construídas em comunidades rurais do semi-árido brasileiro**. Anais do 1º. Simpósio sobre Captação de Água de Chuva no Semi-Árido Brasileiro. 2000.
-MALVEZZI, R. **Semi-árido – Uma visão holística.** Brasília: Confea-crea, 2007. 140p.
-Ministério da IntegraçãoNacional - MI. Disponível em: http://www.integracao.gov.br/
-THUAL, François. 1996, **Methodes de la géopolitique**. Paris: Editora Ellipses, ,127p.

CINÉTICA DE REMOÇÃO DE POLUENTES POR LODO GRANULAR E FLOCULENTO

Danikelly Silva Damasceno[1], Rosângela Maria da Silva[2], Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos[3], Heraldo Antunes Silva Filho[4]

[1]Graduanda em Tecnologia em Saneamento Ambiental –IFCE Campus Limoeiro do Norte.email: danikelly.damasceno204@gmail.com

[2]Graduanda em Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE Campus Limoeiro do Norte.email: Rosangela_ifce@hotmail.com

[3] Professora do IFCE- Campus Limoeiro Norte.email:elivania@ifce.edu.br

[4] Professor do IFCE- Campus Limoeiro Norte.email:heraldo@ifce.edu.br

Resumo

No tratamento biológico as bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes estão presentes na fração biológica do lodo. Conhecer o metabolismo dessas bactérias é de suma importância para que se tenha uma melhor eficiência do tratamento. Este trabalho tem por objetivo determinar as constantes cinéticas de 2 tipos de lodos: granular e floculento.Neste trabalho foram utilizados dois diferentes sistemas de lodos ativados: UCT e Sistema Granular. Os resultados mostraram que o crescimento das bactérias se mostrou diferentes no lodo floculento e no lodo granular, onde no lodo granular foi o lodo em que mostrou maior crescimento das bactérias heterotróficas e menor crescimento das bactérias nitrificantes e que as características diferenciadas do esgoto bruto foram à principal interferência encontrada para o crescimento diferenciado das bactérias heterotróficas e para as bactérias nitrificantes nos dois tipos de lodos.

Palavras-chave: lodos ativados, constantes cinéticas, crescimento das bactérias.

INTRODUÇÃO

O tratamento biológico de efluentes se destaca por ser um tratamento que possui grande eficiência na remoção de poluentes. Os sistemas de lodo ativado se distinguem dos demais sistemas de tratamento biológico de esgoto por remover das águas residuárias além de matéria orgânica os nutrientes nitrogênio e fósforo.

As maiorias dos sistemas de lodo ativadas se compõem de bactérias heterotróficas responsáveis por a remoção da matéria orgânica como também bactérias

autotróficas nitrificantes responsáveis por a remoção de nitrogênio, essas bactérias se desenvolvem para o tratamento dos despejos líquidos domésticos ou industriais, e estão presentes na fração ativa do lodo biológico.

O conhecimento do metabolismo dessas bactérias bem como da sua cinética de crescimento é de fundamental importância para projetos racionais de estações de tratamento de esgoto, bem como para a sua adequada operação.

Diante do exposto, este trabalho tem por objetivo identificar as constantes de crescimento de bactérias heterotróficas e autotróficas nitrificantes em lodo granular e em um lodo floculento.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para a geração de lodos testes foram montados 2 tipos diferentes de sistemas de lodo ativado: Sistema UCT (University of Cape Town) e um sistema diferenciado o Sistema Granular**.**

Sistema UCT

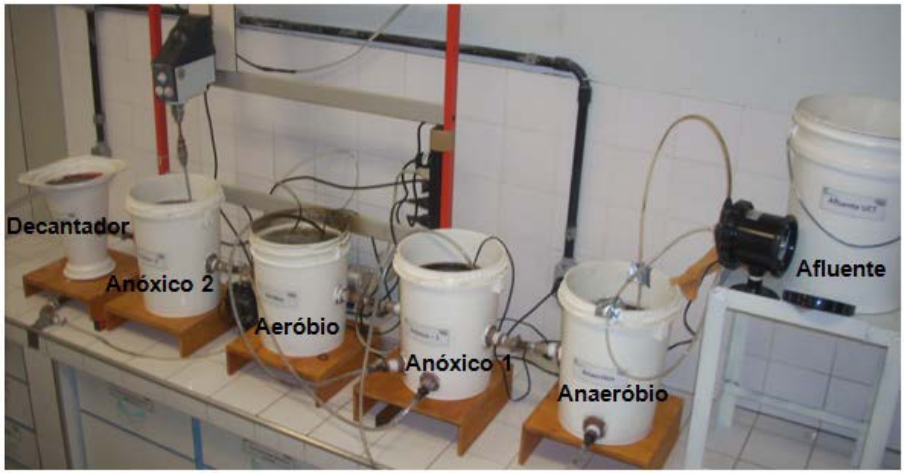


Figura 1: Configuração do Sistema UCT.

O Sistema UCT é alimentado com o esgoto produzido nas dependências do IFCE- Campus Limoeiro do Norte, onde o esgoto é especial, pois possui características diferentes como pouca DQO e alta concentração de amônia.

O sistema UCT possui idade de lodo de 20 dias e temperatura média de 30° C. Na **Tabela 1** estarão expostos alguns dados operacionais do sistema.

Tabela1: Dados operacionais do Sistema UCT.

Dados operacionais do Sistema UCT	
Volume	40 L
OD	1 a 3 mg/L
Rs	20 dias
DQO afluente	370 mg/L
Amônia	150 mg/L
Vazão	92 L d^{-1}

Sistema Granular

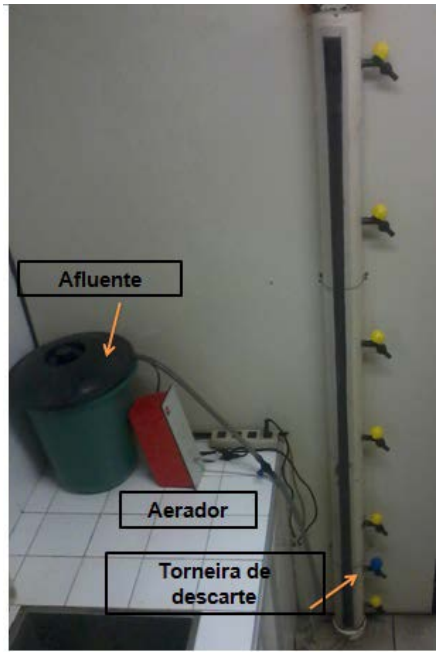


Figura 2: Sistema Granular

O Sistema Granular é um sistema diferenciado, onde o mesmo possui 4 ciclos de alimentação e possui uma idade de lodo de 20 dias. Os ciclos são divididos conforme as etapas de um sistema RBS (enchimento, hidrólise, reação, sedimentação e descarte). O tempo de sedimentação é de 5 minutos, esse tempo foi calculado para que haja uma seleção dos grânulos, aonde os filamentosos vão embora no descarte. Os dados operacionais estarão expostos na **Tabela 2**.

Tabela 2: Dados operacionais do Sistema Granular.

Dados operacionais do Sistema Granular	
Volume	14 litros
OD	5,17
Rs	20 dias
Tempo aerando	20 horas
Tempo anóxico	4 horas
Vazão por ciclo	12 litros

Após a geração dos lodos, foram realizados testes respirométricos para o cálculo das constantes.

Determinação das constantes

Para a determinação das constantes foram realizados testes respirométricos. Para a identificação das bactérias heterotróficas no teste respirométricos foi utilizado o Acetato de Sódio em uma concentração de 120 mg/L e para as bactérias nitrificantes foi utilizado Cloreto de Amônio em uma concentração de 15 mg/L. Na **Figura 3** mostrará um teste respirométrico com as duas determinações de bactérias .

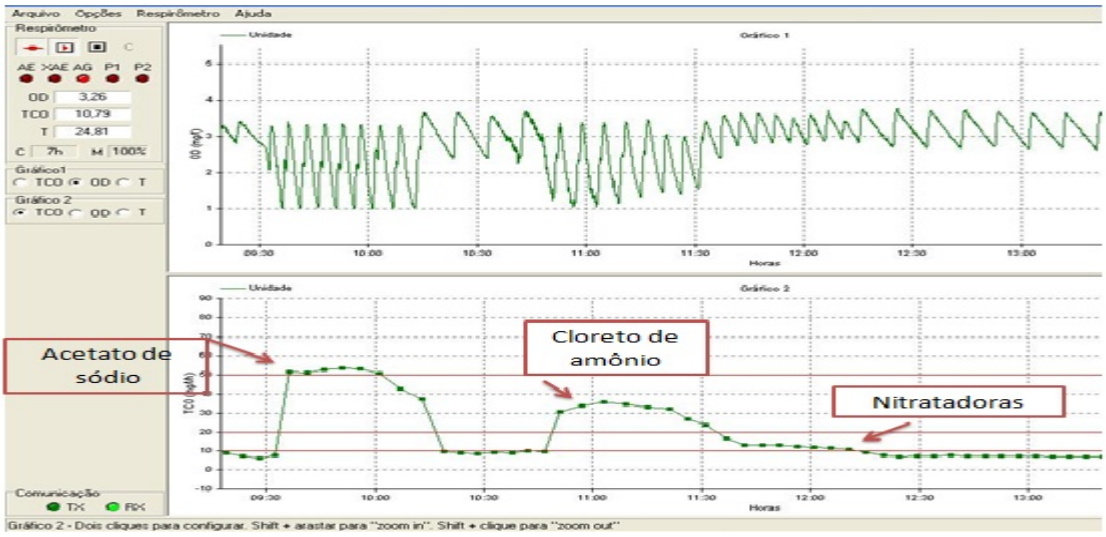


Figura 3: Respirograma com adição dos dois substratos.

Nesta imagem é possível identificar a existência de bactérias heterotróficas e das bactérias nitratadoras no fim do teste. Também foi realizada a análise de Sólidos Suspensos Voláteis (SSV) para o auxilio da determinação das constantes

RESULTADOS E DISCURSSÃO

A partir dos testes respirométricos realizados foram calculados as constantes para bactérias heterotróficas e autotróficas. Na **Tabela 3** estarão os dados das constantes encontradas para bactérias heterotróficas e autotróficas no Sistema UCT e na **Tabela 4** estarão os dados das constantes encontradas para bactérias heterotróficas e autotróficas no Sistema Granular.

Tabela 3: Valores das constantes encontradas no Sistema UCT

Constantes	Valores encontrados	Unidades
TCOmax	43,89	mg/L h^{-1}
TCNmax	34,96	mg/L h^{-1}
Kms (heterotróficas)	8,76	mg/L
Kms (nitrificantes)	3,79	mg/L
µm heterotróficas	3,94	d^{-1}
µm nitrificantes	1,70	d^{-1}

Tabelas 4: Valores encontrados das constantes no Sistema Granular

Constante	Valores encontrados	Unidades
TCOmax	83,61	mg/L h^{-1}
TCNmax	22,39	mg/L h^{-1}
Kms (heterotróficas)	18,76	mg/L
Kms(nitrificantes)	1,69	mg/L
µm heterotróficas	8,44	d^{-1}
µm nitrificantes	0,76	d^{-1}

Ao analisar os dados é possível notar que os dados das constantes de crescimento para bactérias heterotróficas são bastante diferentes nos dois sistemas, isso se deve pela diferença da formação do lodo. O lodo do UCT é um lodo floculento onde as bactérias ficam dispersas no licor misto, já o lodo do Sistema Granular é um lodo em formato de grânulos, onde é possível haver uma maior remoção de constituintes, pois o granulo acumula mais biomassa.

Outra explicação pode ser através dos dados de entrada, pois o esgoto bruto do IFCE- Campus Limoeiro do Norte são bem atípicos de valores que são normalmente encontrados em esgotos brutos. Na **Tabela 5** estarão expostos os valores de entrada do esgoto bruto do IFCE- Campus Limoeiro do Norte.

Tabela 5: Dados de caracterização do esgoto bruto.

Dados de caracterização do Esgoto bruto	
Parâmetros	mg/L
DQO	341,7
Amônia (NH_4)	141,8
Nitrato (NO_3)	0,9
Nitrito (NO_2)	0,1
Fósforo total	11,7

A partir dos valores encontrados na entrada é possível notar que o valor de DQO é baixo para valores típicos encontrados em esgotos domésticos que é uma média de 500mg/L já os valores de amônia são bastante elevados, pois os valores típicos de Amônia são de 25 mg/L (Metcalf & Eddy, 1991), esses valores podem justificar o crescimento elevado das nitrificantes.

Dentro da literatura existem dados da constante de crescimento de bactérias heterotróficas e das bactérias autotróficas nitrificantes no sistema UCT, onde dados as constantes de crescimento para bactérias heterotróficas estarão expostos na **Tabela 6** e as constantes das bactérias nitrificantes estarão na **Tabela 7**.

Tabela 6: Constantes cinéticas no Sistema UCT (adaptado de PORTO, 2007)

HETEROTROFICAS UCT		
µm (d-1)	Temperatura (°C)	Referência
3,94	24	Damasceno (2013)
0,21 a 1,12	25	PORTO (2007)
1,5 a 5,0	20	Metcalf e Eddy (2003)

2,4 a 7,2	-	Horan (1990)
3,7	-	Lawrence e McCarty (1970)

As diferenças de µm devem-se pela diferença de esgoto bruto utilizado em cada pesquisa, como por exemplo, o esgoto utilizado nesta pesquisa que é um esgoto especial. Outro fator de interferência é a temperatura ambiente onde o sistema se encontra. O substrato utilizado na hora do teste também é uma variante no crescimento das bactérias. Segundo Damasceno et.al., (2011), o acetato de sódio é um substrato em que as bactérias heterotróficas possuem uma boa assimilação.

Tabela 7: Constantes cinéticas no Sistema UCT (adaptado de Silva Filho, 2009)

Autotróficas Nitrificantes UCT		
µm (d-1)	Temperatura (°C)	Referência
1,71	25	Damasceno (2013)
0,36	24	Silva Filho (2009)
0,18	25	DERKS (2007)
0,50	25	DERKS (2007)
0,28	26	SOUZA (2005)

Os valores encontrados foram bastante diferentes, isso se deve as varias interferências, uma delas é a qualidade do esgoto bruto utilizado em cada pesquisa. A alta concentração de nitrogênio amoniacal deve ter sido a principal influencia no crescimento das bactérias nitrificantes.

A alcalinidade é outro fator de interferência no crescimento das bactérias nitrificantes assim como o ph do sistema.

CONCLUSÃO

A partir dos resultados pode-se concluir que:

1. Os valores de constante de crescimento de tanto de bactérias heterotróficas quanto das bactérias autotróficas foram bastante diferentes;

2. O crescimento das bactérias se mostrou diferentes no lodo floculento e no lodo granular;
3. O lodo granular foi o lodo que mostrou maior crescimento das bactérias heterotróficas e menor crescimento das bactérias nitrificantes;
4. As características diferenciadas do esgoto bruto foram à principal interferência encontrada para o crescimento diferenciado das bactérias heterotróficas e para as bactérias nitrificantes nos dois lodos.

AGRADECIMENTOS

Ao IFCE- Campus Limoeiro do Norte no auxilio da pesquisa e ao Laboratório de Controle Ambiental (LCA) pela realização da pesquisa.

REFERÊNCIAS

Damasceno, D.S; Silva.R.M; Santos, E.V; Silva Filho, H.A.**Testes respirométricos com lodo aeróbio quimioheterotrófico para a seleção dos melhores substratos padrões.** Fortaleza, 2011.

DERKS, Y. M (2007). **Uso da respirometria para avaliar a influência de fatores operacionais e ambientais sobre a cinética de nitrificação**. 100 f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande.

MARAIS, G.V.R; EKAMA,G.A. The Activated Sludge process part I: steady state behaviour. Water S. A, 1976

Metcalf & Eddy, **Wasterwater Engineering: Treatment, Disposal, Reuse**. 1991

PORTO, A. L. **Uso da respirometria para caracterização da atividade metabólica de bactérias heterotróficas.** 2007. 76f. Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2007.

Silva Filho, H.A. **Nitrificação em Sistemas de Lodo Ativado.** 2009. 135f**.** Dissertação (Mestrado) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2009.

SOUZA, A. R. (2005). **Caracterização do lodo autotrófico de sistemas de lodo ativado gerado a partir de diferentes substratos.** Dissertação de mestrado. UFCG-PB, 77 p.

APLICAÇÃO DO BIOSSURFACTANTE DE *CANDIDA LIPOLYTICA* COMO AGENTE DE REMEDIAÇÃO AMBIENTAL

[A] Resultados da dissertação de Mestrado. Financiamento: Financiamento: FACEPE. TERMOPE.

Danyelle Khadydja Felix dos Santos[1];
Juliana Moura de Luna[2]; Raquel Diniz Rufino[2]; Leonie Asfora Sarubbo[3]

[1] Doutoranda em Biotecnologia na Universidade Rural de Pernambuco, CEP 52171-900, danykhadydja@hotmail.com]. Bolsista FACEPE. [2] Pós-Doutorandas (PNPD), UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP [Rua do Príncipe, 526, Bolsistas CAPES/FACEPE. [3] Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP.

Resumo

Os biossurfactantes são moléculas anfipáticas contendo porções hidrofílicas e hidrofóbicas e é diferenciada por sua natureza bioquímica e pela espécie microbiana produtora. Realizou-se a produção de um biossurfactante em biorreator de 2,0L a partir da levedura *Candida lipolytica* cultivada em 2,5% de gordura animal e 2,5% de milhocina à 28ºC. A porcentagem de dispersão de óleo em água do mar foi proporcional a concentração do biossurfactante utilizado, sendo a solução do biossurfactante isolado a 0,16% capaz de deslocar 54% de óleo, embora a dispersão pelo líquido metabólico livre de células (biossurfactante bruto) foi superior a 50%. O biotensioativo bruto e as soluções aquosas do biossurfactante isolado em 0,04, 0,08 e 0,16% também foram eficazes na recuperação de até 100% do óleo de motor a partir de superfícies sólidas, indicando o potencial da biomolécula como agente de remediação em ambientes marinhos.

Palavras-chave: tensoativo, micro-organismo, petróleo.

INTRODUÇÃO

Os biossurfactantes são compostos anfipáticos, contendo porções hidrofílicas e hidrofóbicas que se particionam, preferencialmente, na interface entre fases fluidas com diferentes graus de polaridade e pontes de hidrogênio, como interfaces óleo/água ou ar/água (BANAT et al., 2010).

Os estudos relacionados aos biossurfactantes iniciaram-se em 1960 e a utilização desses compostos se estendeu nas últimas décadas, surgindo como alternativa aos surfactantes sintéticos, especialmente em indústrias farmacêuticas, alimentícias e refinarias. A razão desta notoriedade está relacionada à baixa toxicidade, biodegradabilidade, capacidade de ação em ambientes extremos, como pH, temperatura e salinidade, além de estruturas químicas únicas (CERQUEIRA et al., 2011; MAKKAR et al., 2011), habilidade de produção a partir de fontes renováveis/resíduos industriais e de subprodutos (PACWA-PLOCINICZAK et al., 2011). Esta última caraterística torna uma produção de biossurfactante com possibilidades de baixo custo, uma vez que permite a utilização de substratos, de modo que a aplicação do mesmo na remediação ambiental é considerado um dos maiores mercados para os surfactantes naturais (REIS et al., 2011; DUBEY et al., 2012).

A grande maioria dos surfactantes disponíveis comercialmente é sintetizada a partir de derivados de petróleo. Entretanto, a preocupação ambiental entre os consumidores, combinada a novas legislações de controle do meio ambiente têm levado à procura por surfactantes naturais como alternativa aos produtos existentes (CERQUEIRA et al., 2011; DUBEY et al., 2012).

Nessa área, as pesquisas biotecnológicas permitiram ampliar os limites de aplicação dos aditivos sintéticos, desenvolvendo novos produtos baseados na capacidade sintética dos micro-organismos. Estas perspectivas, relacionadas a produtos de elevado interesse industrial, têm conduzido a investigação e o desenvolvimento de modelos que constituem as bases das novas tecnologias na produção de agentes surfactantes por micro-organismos (PACWA-PLOCINICZAK et al., 2011).

Nesse sentido, a utilização de compostos surfactantes torna-se uma alternativa atrativa na remoção de contaminantes hidrofóbicos gerados pela indústria de petróleo.

A aplicação de biossurfactantes no tratamento de resíduos oleosos torna-se um dos pré-requisitos importantes para que ocorram interações entre os resíduos e a célula microbiana, devido à redução da tensão superficial mediada entre o óleo e a fase aquosa.

Portanto, faz-se necessário o desenvolvimento de estratégias tecnológicas inovadoras para prevenir problemas indesejáveis causados por possíveis acidentes ambientais provocados pelo derramamento de óleos. Assim, o desenvolvimento de uma tecnologia de aplicação de biossurfactantes na contenção de resíduos de derivados de petróleo apresenta-se como solução para evitar danos à indústrias e ao próprio meio ambiente marinho.

MATERIAL E MÉTODOS

Micro-organismo

A linhagem de *Candida lipolytica* UCP 0998 foi utilizada como micro-organismo produtor do biossurfactante.

Substratos

Gordura animal (sebo de boi) e milhocina foram usados como substratos de produção.

Meios de cultura

Para a manutenção da levedura foi utilizado o meio YEAST MOLD AGAR (YMA). O meio de produção do biossurfactante de *C. lipolytica* foi formulado com água destilada suplementada com 5% de gordura animal e 2,5% milhocina.

Produção do biossurfactanteem biorreator

O biossurfactante utilizado foi produzido por *Candida lipolytica* de acordo com Santos et al. (2011).

Isolamento do biossurfactante

O líquidometabólico obtido do cultivo de *C. lipolytica* após centrifugação foi submetido ao processo de extração de acordo com Desphande &Daniels (1995).

Limpeza de superfície sólida com o biossurfactante

A capacidade de limpeza do biossurfactante foi investigada revestindo-se as paredes internas de Beckers com óleo bruto. Para remover o óleo aderido, soluções aquosas do biossurfactante bruto e isolado em diferentes concentrações (1/2CMC, CMC e 2xCMC) foram adicionadas em cada Becker, sendo os mesmos agitados por 1,0 min e deixado em repouso por 6 h (PRUTHI; CAMEOTRA, 2003).

Deslocamento da gota de óleo pelo biossurfactante

O teste de deslocamento de óleo consiste em um método usado para determinar a atividade surfactante medindo-se o diâmetro da região clara que surge após o gotejamento do biossurfactante em uma fina camada de óleo em água. O diâmetro da região formada permite avaliar a eficiência de redução da tensão superficial de um determinado biossurfactante. O teste de deslocamento da gota de óleo foi realizado pela adição de 40 mL de água do mar em placa de Petri com diâmetro de 15 cm. Após a adição da água, 15 µL do óleo bruto foi adicionado a fim de formar uma fina camada na superfície da água e, então, 10 µL da solução teste do biossurfactante bruto e isolado em diferentes concentrações (1/2CMC, CMC e 2xCMC) foi adicionado sobre a superfície do óleo.

O teste foi realizado à temperatura ambiente, sendo o diâmetro medido visualmente. Quanto maior o diâmetro da região formada, maior a atividade superficial do biossurfactante (PORNSUNTHORNTAWEE et al., 2008)

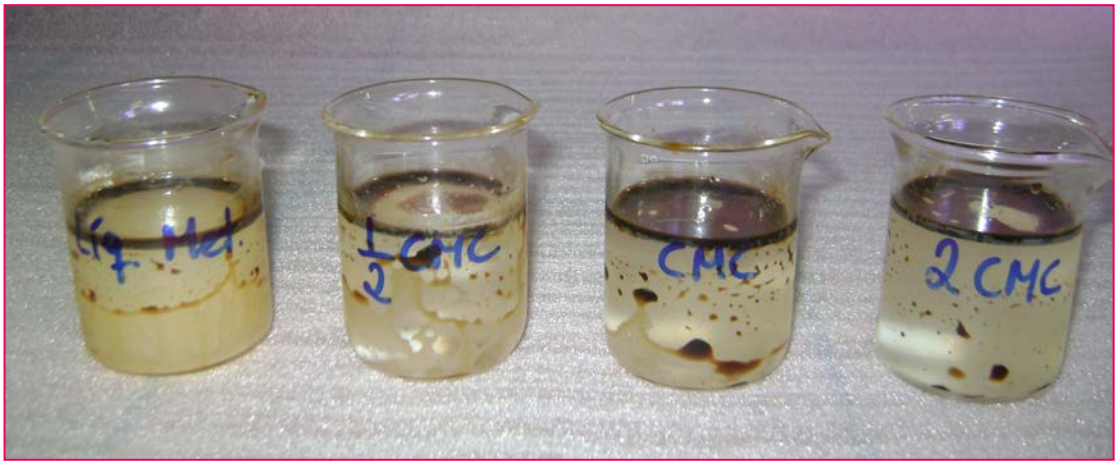
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Limpeza de superfície sólida com o biossurfactante

O líquido metabólico livre de células de *C. lipolytica* UCP0988 e as soluções aquosas do biossurfactante isolado em 0,04, 0,08 e 0,16%, foram eficazes na recuperação de até 100% de óleo de motor a partir das paredes dos Beckers, como mostra a Figura 1. Estes resultados sugerem a adequação deste biotensioativo na remoção de petróleo bruto das paredes dos recipientes.

No presente estudo, um meio de baixo custo baseado em gordura animal e milhocina apresentaram sucesso em relação à produção de biossurfactante pela levedura *C. lipolytica*. Glicose e fontes de azoto (extrato de levedura e uréia) foram substituídas para reduzir o custo do meio de produção. No geral, os resultados demonstraram que este biossurfactante tem um potencial significativo para uma futura aplicação na indústria do petróleo.

Figura 1 - Ilustração da limpeza de superfícies sólidas por ação do biossurfactante bruto e do isolado na 1/2CMC, CMC e 2x CMC de *C. lipolytica* cultivada em água destilada suplementada com 5% de gordura animal e 2,5% milhocina



Deslocamento da gota de óleo pelo biossurfactante

O líquido metabólico livre de células que contém o biotensioativo produzido por *C. lipolytica* UCP0988 conseguiu eficiência do óleo de alta difusão (deslocamento de óleo de 54%, conforme Figura 2). Este foi mais eficaz do que as soluções aquosas do biossurfactante isolado em 0,04, que apresentou um halo de 47% do óleo. A solução biossurfactante na CMC (0,08%) foi de 60% do petróleo já a solução a 0,16% (2 x CMC) apresentou 74% do óleo disperso apresentando maior eficiência (conforme Tabela 1). De acordo com Sitohy et al. (2010), o biotensioativo produzido por *B. subtilis* NRRL B-94C (0,1%) obtiveram uma eficiência de propagação de óleo de 57%, enquanto que o surfactante conhecido industrial Triton X-100 a 80% do óleo deslocada na mesma concentração

Figura 2 - Ilustração de gota de óleo de motor dispersa por ação do biossurfactante de *C. lipolytica* cultivada em água destilada suplementada com 5% de gordura animal e 2,5% milhocina



Tabela 1 - Percentuais das gotas de óleo de motor dispersa por ação do biossurfactante bruto e isolado na 1/2CMC, CMC e 2xCMC de *C. lipolytica* cultivada em água destilada suplementada com 5% de gordura animal e 2,5% milhocina

	Líquido met. livre de células	Solução do biossurf. isolado na CMC/2	Solução do biossurf. isolado na CMC	Solução do biossurf. isolado em 2xCMC
Dispersão (%)	54	47	60	74

CONCLUSÃO

Os estudos realizados com a linhagem de *C. lipolytica* UCP 0988 permitem as seguintes conclusões:

1. a utilização de um meio de formulado com resíduos agroindustriais mostra-se promissora para a produção de biossurfactante com aplicação industrial;
2. os biossurfactantes bruto e isolado foram eficazes na recuperação de óleo de motor aderido à superfície sólida;
3. os biossurfactantes bruto e o isolado foram eficazes no deslocamento de óleo de motor disperso em água do mar;
4. o biossurfactante apresentou potencial de aplicação na indústria do petróleo, especialmente em relação à recuperação avançada de petróleo, limpeza de tanques e biorremediação de derrames no mar e no solo.

REFERÊNCIAS

BANAT, I. M. et al. Microbial biosurfactants production, applications. **Appl Microbiol Biotechnol**, v. 87, p. 427-444, 2010.

CERQUEIRA, V.S., HOLLENBACH, E.B., MABONI, F., VAINSTEIN, M.H., CAMARGO, F.A.O., PERALBA, M.D.C.R., BENTO, F.M. Biodegradation potential of oily sludge by pure and mixed bacterial cultures. **Bioresour. Technol**, v. 102, p. 11003–11010, 2011.

DESHPANDE, M., DANIELS, L. Evaluation of sophorolipid biosurfactant production by *Candida bombicola* using animal fat.**Bioresource Technology**, v. 54, p. 143-150, 1995.

DUBEY, K. V.; CHARDE, P. N.; MESHRAM, S. U.; SHENDRE, L. P.; DUBEY, V. S.; JUWARKAR, A. A. Surface-active potential of biosurfactants produced in curd whey by *Pseudomonas aeruginosa* strain-PP2 and *Kocuriaturfanesis* strain-j at extreme environmental conditions. **Bioresource Technology**, v. 126 p. 368-374, 2012.

MAKKAR, R.S., CAMEOTRA, S.S., BANAT, I.M. Advances in utilization of renewable substrates for biosurfactant production. **AMB Express,** v. 1, 5, 2011.

PACWA-PLOCINICZAK, M.; PLAZA, G.A.; PIOTROWSKA-SEGET, Z.; CAMEOTRA, S.S. Environmental Applications of Biosurfactants: Recent Advances, **International Journal of Molecular Sciences** , v. 13, p. 633-654, 2011.

PORSUNTHORNTAWEE, O.; ARTTAWEEPORN, N.; PAISANJIT, S.; SOMBOONTHANATE, P.; ABE, M.; RUJIRAVANIT, R.; CHAVADEJ, S. Isolation and comparison of biosurfactants produced by /Bacillus subtilis/ PT2 and /Pseudomonas aeruginosa/ SP4 for microbial surfactant-enhancedoil recovery. **BiochemicalEngineeringJournal**, v. 42, p. 172-179, 2008.

REIS, R.S., PEREIRA, A.G., NEVES, B.C., FREIRE, D.M.G. Gene regulation of rhamnolipid production in *Pseudomonas aeruginosa* – a review.**Bioresour.Technol**, v. 102, p. 6377–6384, 2011.

SANTOS, D.K.F.; FARIAS, C.B.B.; RUFINO, R.D.; LUNA, J.M.; SARUBBO, L.A. Production of a biosurfactant from candida lipolytica cultivated in industrial wastes using a bioreactor. **V SimpósioemMicrobiologiaAplicada**, 2011.

SITOHY, M.Z., RASHAD, M.M., SHAROBEEM, S.F., MAHMOUD, A.E., NOOMAN, A.S., AL KASHEF, M.U., 2010. Bioconversion of soy processing waste for production of surfactants.**African J. Microbiol. Res.** 4, 2811-2821.

REMOÇÃO DE PETRODERIVADO EMPREGANDO CONSÓRCIO MICROBIANO ISOLADO DE AMBIENTE MARINHO

[A] Resultados Parciais do projeto de mestrado. Financiamento: CAPES.

[1]Darne Germano de Almeida, [2]Juliana Moura de Luna, [3]Leonie Asfora Sarubbo e [4]Maria de Fátima Vieira de Queiroz Sousa

[1]Doutorando em biotecnologia, Universidade Federal Rural de Pernambuco, Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n, Dois Irmãos - CEP: 52171-900 - Recife/PE, darnebio@yahoo.com.br, [2] Pós-Doutorado (PNPD), UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia, Bolsista CAPES/FACEPE, [3]Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP, [4]Professora e Pesquisadora do Departamento de Antibióticos, UFPE.

Resumo

Acidentes envolvendo o derrame de combustível marítimo (*bunker*) têm se tornado cada vez mais frequentes, principalmente devido ao aumento das atividades de prospecção de petróleo no cenário nacional e internacional. Para mitigar os impactos destes compostos sobre o ambiente, o uso de micro-organismos degradadores de hidrocarbonetos tem sido uma das alternativas bastante recorrentes nas últimas décadas. Deste modo, este estudo objetivou avaliar o desempenho de um consórcio microbiano misto, isolado da água do mar do porto de SUAPE – PE, na remoção de *bunker* em sistema de biorreator. Um consórcio, nomeado C5, foi, inicialmente, submetido a um planejamento experimental 2^3 para investigar a influencia de variáveis no processo de biodegradação e, em seguida, realizou-se um experimento em biorreator, empregando as melhores condições encontradas no planejamento experimental. Como resultado, as variáveis estudadas: relação C:N, temperatura e pH foram estatisticamente significativas, nesta sequencia, obtendo-se uma biodegradação de hidrocarbonetos totais de 93,5%. No ensaio em biorreator, se alcançou bons níveis de degradação para os constituintes do *bunker* bem como um crescimento apreciável para o consórcio C5. Portanto, o consórcio estudado é capaz de degradar o combustível marítimo em questão, podendo ser utilizado como agente biorremediador de ambientes poluídos por petroderivados complexos tais como *bunker*.

Palavras-chave: Biodegradação, Biorreator, SUAPE

Introdução

O derrame de óleo por acidentes navais, especialmente a partir de navios cargueiros e petroleiros de grandes dimensões, tem se tornado uma das formas, cada vez mais frequentes, de poluição marinha. Estes navios comumente armazenam grandes quantidades de óleo combustível marítimo, que uma vez derramado, traz efeitos, comprovadamente, catastróficos aos ambientes aquáticos (ARA, NOJIMA e HIROMI, 2002).

Devido a seus custos e benefícios, a biorremediação constitui uma alternativa muito atraente que tem sido utilizada para eliminar ou minimizar os efeitos dos poluentes, empregando micro-organismos com potencialidade para biodegradação e sendo capazes de transformar os contaminantes em substâncias menos tóxicas ou mineralizando-os (CERQUEIRA et al., 2012).

A biodegradação de hidrocarbonetos complexos geralmente requer a cooperação de mais de uma única espécie. Isto é verdade para poluentes que possuem diferentes compostos na sua composição, tais como petróleo e derivados. Micro-organismos isolados podem metabolizar apenas uma parcela limitada de hidrocarbonetos, enquanto que populações mistas com ampla capacidade enzimática são necessárias para aumentar a taxa e a extensão da biodegradação (GHAZALI et al., 2004).

Com o aumento das atividades de prospecção de petróleo no território brasileiro, é bem provável um aumento na ocorrência de acidentes envolvendo este produto e seus derivados. A instalação da refinaria Abreu e Lima na região portuária de Suape, no estado de Pernambuco, Brasil, certamente irá contribuir para a incidência desse problema, o que torna importante um conhecimento mais aprofundado das possíveis consequências ambientais de um derrame junto à linha de costa marítima, sendo de extrema importância ecológica o estudo da biodegradação de combustíveis por micro-organismos oriundos desse local, visto que as praias próximas estão sujeitas à contaminação por poluentes provenientes do referido complexo portuário (MIRANDA et al, 2007).

Neste contexto, micro-organismos isolados da região portuária de Suape – PE foram avaliados, em consórcio, quanto à sua capacidade em degradar o óleo combustível marítimo *bunker*, a fim de se verificar seu potencial como agente biorremediador de locais impactados.

MATERIAL E METODOS

Micro-organismos

O consórcio nomeado C5, utilizado neste trabalho, foi composto por 3 bactérias, 1 levedura e 2 fungos filamentosos isolados de diferentes pontos da água do mar, nas proximidades da empresa TERMOPE, localizada no Porto de Suape – PE, Brasil.

Meio de cultivo

O meio mineral utilizado teve a seguinte composição: 1g/L de KH_2PO_4, 1g/L de K_2HPO_4, 0,2g/L de $MgSO_4.7H_2O$, 0,2g/L de $CaCl_2$ e 0.05 g/L de $FeCl_3.6H_2O$, acrescido de 30g/L de NaCl. A fonte de nitrogênio (NH_4NO_3) foi adicionada de acordo com o planejamento experimental. O combustível marítimo *bunker MF-380*, cedido pela empresa Petrobras Transporte S.A – TRANSPETRO, foi utilizado como única fonte de carbono na proporção de 3% (v/v).

Planejamento experimental

Um planejamento fatorial 2^3 foi empregado para investigar a influência das variáveis independentes temperatura, pH inicial e relação C:N sobre a variável resposta percentual de biodegradação total de constituintes do *bunker*. Nesse planejamento, 11 ensaios foram realizados, incluindo três pontos centrais. A faixa e os níveis das variáveis independentes investigados estão mostrados na Tabela 1, enquanto que a matriz do planejamento codificada está apresentada na Tabela 2. Os ensaios foram realizados em frascos cônicos de 500 mL contendo 100 mL do meio mineral salino e 3% (v/v) de *bunker*, sob agitação de 150 rpm durante 14 dias. A quantidade de NH_4NO_3 foi adicionada a diferentes concentrações para obter a relação C:N desejada. Os dados obtidos foram analisados pelo software STATISTICA 10.0.

Tabela 1 – Valores das variáveis independentes nos níveis -1, +1 e no ponto central.

Variáveis	Níveis		
	- 1	0	+ 1
Temperatura (°C)	25	30	35
pH inicial	6.0	7.0	8.0
Relação C:N	150:1	100:1	50:1

Tabela 2 – Matrix do planejamento com variáveis independentes codificadas.

Ensaio	Temperatura	pH	C:N
1	-1	-1	-1
2	1	-1	-1
3	-1	1	-1
4	1	1	-1
5	-1	-1	1
6	1	-1	1
7	-1	1	1
8	1	1	1
9	0	0	0
10	0	0	0
11	0	0	0

Experimento em Biorreator

No experimento em maior escala, durante 24 dias, utilizou-se um biorreator de bancada, modelo BioFlo 110, da New Brunswick, dotado de controle de aeração, agitação, temperatura e pH. O biorreator foi continuamente agitado (500 rpm) e aerado (1 v.v.m.) e operou com volume útil de 4L, dos quais 10% consistiu do inóculo do consórcio C5 previamente cultivado por 7 dias nas mesmas condições do experimento em biorreator, 3% de *bunker* e o restante, meio mineral salino. Para monitorar o biotratamento do *bunker*, a biomassa do consórcio C5 foi determinada pelo método do peso seco. Ao final do experimento, a degradação do poluente foi avaliada utilizando um cromatógrafo gasoso acoplado a espectrômetro de massa, marca Shimadzu@, modelo 17A/QP5050A. Os percentuais de degradação dos constituintes do *bunker* foram calculados em função do decréscimo dos picos de concentração e do tempo de retenção.

RESULTADOS E DISCUSSAO

Planejamento experimental:

O planejamento fatorial 2^3 permitiu constatar a influência das variáveis sobre o processo, identificando-se, na Tabela 3, que as condições mais favoráveis para a

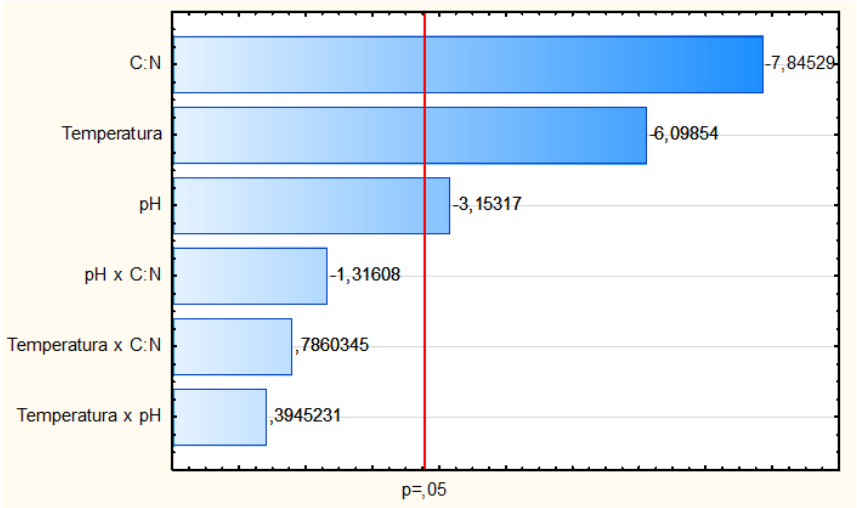
degradação do *bunker* foram aquelas empregadas no ensaio 1 (com níveis inferiores), confirmado pelo resultado apresentado pelo diagrama de Pareto (Figura 1).

Tabela 3 – Biodegradação total de constituintes do *bunker* após planejamento 2^3.

Ensaio	Temperatura (ºC)	pH	Relação C:N	Degradação total (%)*
1	-1 (25)	-1 (6)	-1 (150:1)	93,53
2	1 (35)	-1 (6)	-1 (150:1)	87,68
3	-1 (25)	1 (8)	-1 (150:1)	91,87
4	1 (35)	1 (8)	-1 (150:1)	86,29
5	-1 (25)	-1 (6)	1 (50:1)	87,65
6	1 (35)	-1 (6)	1 (50:1)	82,72
7	-1 (25)	1 (8)	1 (50:1)	83,42
8	1 (35)	1 (8)	1 (50:1)	79,53
9	0 (30)	0 (7)	0 (100:1)	85,63
10	0 (30)	0 (7)	0 (100:1)	84,38
11	0 (30)	0 (7)	0 (100:1)	87,12

*Segundo picos de decano, undecano, tridecano, tetradecano, pentadecano e naftaleno.

Figura 1 – Diagrama de Pareto dos efeitos padronizados para a degradação do *bunker*.



A relação C:N (Figura 1) foi a variável que apresentou maior efeito sobre a degradação dos constituintes do *bunker* analisados, e juntamente com as variáveis temperatura e pH, apresentaram valores negativos para os efeitos, o que significa que a variável resposta (% degradação) apresenta melhores resultados quando as variáveis independentes (relação C:N, temperatura e pH) são mantidas no seu nível inferior (-1), o que explica o ensaio 1 ter apresentado o melhor resultado para a variável resposta.

Experimento em biorreator

As figuras 2 e 3 apresentam os resultados ao longo do ensaio em biorreator para o consórcio C5.

Figura 2 – Aspecto do *bunker* ao longo do biotratamento em biorreator.

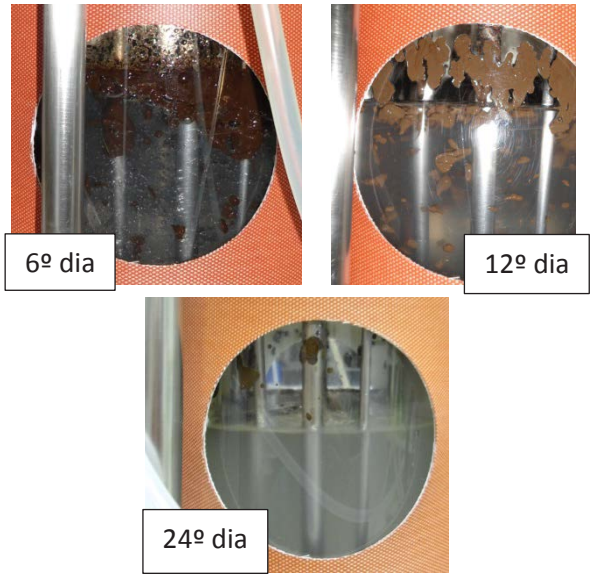
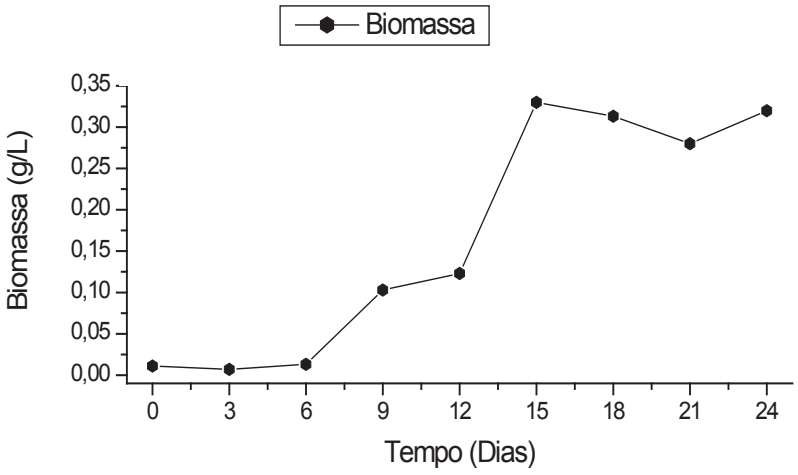
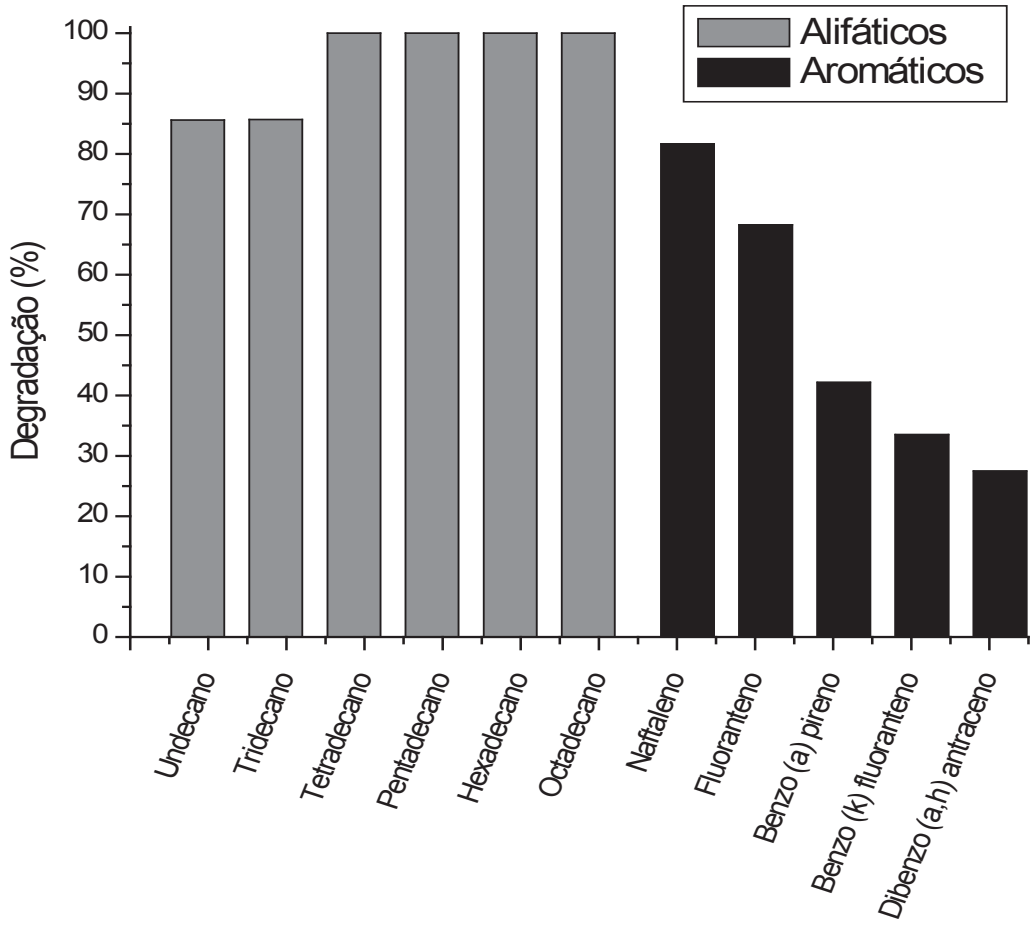


Figura 3 – Perfil de crescimento do consórcio C5 no ensaio em biorreator.



Analisando a figura 2, é possível observar uma acentuada diminuição no conteúdo de *bunker* após o 24º dia, sugerindo que o consórcio C5 é eficiente na degradação deste combustível, utilizando-o como única fonte de carbono para o crescimento, como pode ser verificado na Figura 3. A Figura 4 mostra o perfil de degradação de constituintes alifáticos e aromáticos do *bunker* pelo consórcio C5.

Figura 4 – Perfil de degradação de constituintes alifáticos e aromáticos do ensaio em biorreator.



No ensaio em biorreator obteve-se degradação total de tetradecano, pentadecano, hexadecano e octadecano, 85,60% de degradação para undecano, 85,69% para tridecano e 81,66% para naftaleno, 68,27% para o fluoranteno, 33,51% para o benzo (k) fluoranteno, 42,15% para o benzo (a) pireno e 27,47% para o dibenzo (a,h) antraceno (Figura 4). Pode-se observar que o consórcio C5 priorizou bem mais a degradação dos constituintes alifáticos do que os aromáticos. Segundo Gomes et al (2009), isto se dá pela menor complexidade estrutural dos primeiros com relação aos aromáticos. No

entanto, o consórcio C5 ainda estava em crescimento ao 24º dia (Figura 3), o que indica um consumo iminente dos aromáticos se prolongado mais o tempo de biotratamento.

CONCLUSÃO

1 O consórcio C5 foi capaz de degradar o óleo combustível marítimo em questão, podendo ser utilizado como agente biorremediador no biotratamento de ambientes poluídos por petroderivados complexos, tais como *bunker*.

REFERÊNCIAS

ARA, K.; NOJIMA, K.; HIROMI, J. Acute Toxicity of Bunker A and C Refined Oils to the Marine Harpacticoid Copepod Tigriopus japonicus Mori. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology.** v. 69, p. 104 – 110, 2002.

CERQUEIRA, V. S.; HOLLENBACH, E. B.; MABONI, F; CAMARGO, F. A. O.; PERALBA, M. C. R.; BENTO, F. M. Bioprospection and selection of bacteria isolated from environments contaminated with petrochemical residues for application in bioremediation. **World Journal of Microbiology and Biotechnology.** v. 28, p. 1203 – 1222, 2012.

GHAZALI, F. M.; RAHMAN, R. N. Z. A.; SALLEH, A. B.; BASRI, M. Biodegradation of hydrocarbons in soil by microbial consortium. **International Biodeterioration & Biodegradation.** v. 54, p. 61 – 67. 2004.

GOMES, E; B.; SORIANO, A. U.; MIRANDA, R. C. M.; SOUSA, M. F. V. Q.; PEREIRA JR, N. Biodegradation of Stored jet Fuel by a Nocardia sp. Isolated from Contaminated Soil. **Brazilian Archives of Biology and Technology.** v. 52, n. 5, p.1279 – 1284, 2009.

MIRANDA, R. C.; SOUZA, C. S.; GOMES, E. B.; LOVAGLIO, R. B.; LOPES, C. E.; SOUSA, M. F. V. Q. Biodegradation of Diesel Oil by Yeasts Isolated from the Vicinity of Suape Port in the State of Pernambuco – Brazil. **Brazilian Archives of Biology and Technology.** v. 50, n. 1, p.147-152. 2007.

GRANULAÇÃO DE LODO AERÓBIO TRATANDO ESGOTO COM BAIXA CARGA ORGÂNICA[1]

Dayane de Andrade Lima[1], Jarbas Rodrigues Chaves[2],
Heraldo Antunes Silva Filho[3], Elivânia Vasconcelos Moraes dos Santos[4.]

[1]Técnica em Meio Ambiente e Graduanda em Saneamento Ambiental - IFCE, Bolsista de Iniciação Científica do CNPq. e-mail: dayaneandrade@ifce.edu.br

[2]Técnico do Laboratório de Controle Ambiental – IFCE, Campus Limoeiro do Norte, Mestrando em Tecnologia e Gestão Ambiental – IFCE, Campus Fortaleza. e-mail: jarbasrodrigues@ifce.edu.br

[3]Professor do IFCE, Campus Limoeiro do Norte. e-mail: heraldo@ifce.edu.br

[4]Professora do IFCE, Campus Limoeiro do Norte. e-mail: elivania@ifce.edu.br

Resumo

Recentemente surgiu a tecnologia de granulação aeróbia que se trata de um caso especial de biofilme composto de células autoimobilizadas. O lodo granular aeróbio apresenta inúmeras vantagens sobre os flocos de lodo ativado tradicionais, tais como rápida sedimentação e elevada retenção de biomassa. Essa pesquisa teve como objetivo central obter lodo granular aeróbio em condições de estresse orgânico e hidrodinâmico a partir de sistemas de lodo ativado do tipo bateladas sequenciais. O lodo granular foi gerado por meio de controle de parâmetros operacionais como ciclos, forma de alimentação e curtos tempos de sedimentação. O tempo de partida do sistema foi de 45 dias, após esse período já se identificavam mais de 80% do lodo do sistema em forma de grânulos. Estes eram de tamanhos irregulares e os maiores mediram pouco mais de 5 mm, todavia, os grânulos maiores mostraram-se pouco instáveis e de fácil desintegração ao sofrer cisalhamento. No presente trabalho confirmou-se que a formação de grânulos em reatores aeróbios de fluxo intermitente em bateladas sequenciais é viável, mesmo tratando esgotos com baixas cargas orgânicas importando bem mais as condições impostas desde o momento de partida do sistema que a concentração de material orgânico afluente.

Palavras–chave: tecnologia**,** grânulos, cisalhamento.

1. INTRODUÇÃO

A maior parte dos sistemas de lodo ativado para o tratamento de águas residuárias necessitam de grandes áreas de implantação, isso se deve principalmente ao grande volume de

[1] Trabalho inédito

biomassa floculenta que é gerada nos reatores demandando área também para sedimentar esses sólidos nos decantadores (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Diante desse cenário verifica-se a necessidade de minimizar esses espaços e simplificar as operações, além de reduzir investimentos e custos (MORGENTOTH et al., 1997).

De acordo com Dezotti et al., (2011), a granulação aeróbia é uma tecnologia de tratamento de esgotos recente e bastante promissora, pois pode adequar-se a sistemas em bateladas sequenciais, reatores a membranas, e outros aeróbios com condições similares que permitem contenção e otimização de área.

A tecnologia de granulação aeróbia pode representar uma alternativa para solucionar os problemas de má sedimentabilidade do lodo floculento e ainda estar relacionado à economia no investimento inicial por não requerer material suporte, além disso, o grânulo aeróbio apresenta uma gama de microrganismos em seu interior possibilitando remoção simultânea de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo (MORGENTOTH et al., 1997).

A rápida sedimentação, elevada retenção de biomassa e capacidade de resistir a elevadas cargas orgânicas podem ser elencados como aspectos importantes para o desenvolvimento de sistemas de tratamento mais compactos. Este trabalho busca mostrar que a formação de grânulos em reatores aeróbios é viável mesmo em sistemas tratando esgotos com baixa carga orgânica volumétrica e baixa relação carbono/nitrogênio (C/N).

2. MATERIAL E MÉTODOS

Para a pesquisa foram montados dois reatores em bateladas sequenciais (RBS1 e RBS2) no Laboratório de Controle Ambiental (LCA) localizado nas instalações físicas do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Ceará, *Campus* Limoeiro do Norte (IFCE-LN).

A alimentação dos sistemas RBS1 e RBS2 para geração de lodo granular foi com esgoto proveniente das instalações sanitárias do IFCE, *Campus* Limoeiro do Norte. Destaca-se que esse tipo de efluente apesar de ter características similares a de esgotos domésticos, por se tratar do esgoto de uma instituição de ensino em que a população fixa é mínima, a contribuição não é proporcional entre material orgânico e amônia, sendo este último predominante, apresentando concentrações elevadas comparadas aos obtidos em literatura (VAN HAANDEL; MARAIS, 1999). Na **Tabela 1** mostram-se os parâmetros analisados para obter os dados e eficiência e dados operacionais.

Tabela 1: Parâmetros de acompanhamento da eficiência dos RBS.

Variáveis	*Métodos Analíticos*	*Referência*
Temperatura (^{o}C)	Eletrométrico	APHA et al. (2012)
*pH (-)	Potenciométrico	APHA et al. (2012)
Sólidos Sedimentáveis (mL/L)	Cone Imhoff	APHA et al. (2012)
*DQO (mg/L)	Refluxação Fechada	APHA e al. (2012)
Amônia (mg/L)	Semi- Micro-Kjeldahl	APHA et al. (2012)
Nitrato (mg/L)	Espectrofotométrico	APHA et al. (2012)
Nitrito (mg/L)	Espectrofotométrico	APHA et al. (2012)
*SST (mg/L)	Gravimétrico	APHA et al. (2012)
*SSV (mg/L)	Gravimétrico	APHA et al. (2012)
*SSF (mg/L)	Gravimétrico	APHA et al. (2012)
Oxigênio Dissolvido (mg/L)	Oximétrico	APHA et al. (2012)
*IVL (g/mL)	Gravimétrico	VON SPERLING (1996)

*pH –Potencial Hidrogeniônico; DQO – Demanda Química de Oxigênio; SST – Sólidos Suspensos Totais; SSV – Sólidos Suspensos Voláteis; SSF – Sólidos Suspensos Fixos; IVL – Índice Volumétrico de Lodo.

Não se utilizou inóculo para a partida dos sistemas, tendo sido necessários, aproximadamente 45 dias para o lodo encontrar-se relativamente adequado em termos de concentração de sólidos e com boa consistência granular (grânulos com diâmetro acima de 0,2 mm). Identificou-se esse período pela presença de sólidos em suspensão consideravelmente composto por lodo floculento de baixa sedimentação no efluente. Após, o estabelecimento do equilíbrio do sistema (estado estacionário) não se tinha mais esse tipo de ocorrência.

Para a granulação do lodo existem táticas importantes que precisam ser identificadas e respeitadas na operação dos sistemas desde a etapa de partida. Dentre estas, (1) a relação altura/diâmetro (A/D), (2) os ciclos operacionais e (3) o tempo de sedimentação para seleção do lodo, além das características do esgoto afluente (4), são primordiais para a seleção de microrganismos agrupados em grânulos (MORGENTOTH et al., 1997).

O sistema RBS1 foi montado em acrílico e operado sob as seguintes condições: temperatura média de 25ºC, volume útil de aproximadamente 3,7 litros e idade de lodo de 20 dias. A relação A/D era pouco menor que 3 (2,91).

Sendo a altura de 0,35 m e o diâmetro de 0,12 m (**Figura 1**). A alimentação era manual com fluxo ascendente. Para a aeração usou-se um dispositivo no fundo do reator que

se responsabilizou pela difusão de oxigênio (pedra porosa de aquário) alimentado por um compressor de ar.

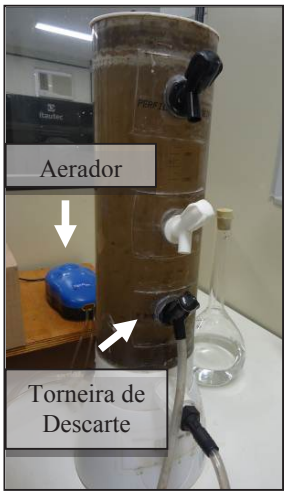


Figura 1: Sistema RBS1 montado com seus elementos suportes.

O RBS2 foi montado com um tubo de poli cloreto de vinila (PVC) e também foi operado com temperatura média de 25ºC e idade de lodo de 20 dias. O volume útil era de aproximadamente 14 litros (**Figura 2**). A relação A/D era de 20 sendo um valor bem mais elevado que o do RBS1 justamente para se verificar se ocorreria granulação mesmo com relações mais baixas, ou seja, o RBS2 apresentava relação ideal de acordo com diversos autores enquanto que o RBS1 não tinha boas condições de granular na consideração exclusiva desse parâmetro (BASSIN et al., 2012).

A alimentação era ascendente por meio de uma bomba que promovia o recalque do esgoto. Para a aeração usou-se um dispositivo no fundo do reator que distribuía de forma homogênea o oxigênio (pedra porosa de aquário) alimentado por um compressor de ar.

Os ciclos dos sistemas foram controlados e divididos em quatro, sendo estes: três menores e um grande ciclo (noturno). Os ciclos eram iguais em relação às fases: alimentação, hidrólise, fase aeróbia, sedimentação, descarte.

Os tempos de sedimentação, descarte, alimentação e hidrólise não diferiam entre os ciclos. Sendo o tempo de aeração o único fator variante onde nos ciclos pequenos essa aeração era de aproximadamente três horas e meia e no grande ciclo de sete horas e meia.

O tempo adotado para sedimentação e consequente seleção do lodo granular foi de 2 minutos para o RBS1 (correspondendo a uma velocidade de sedimentação de biopartículas próxima a 12 m/h) e de 5 minutos para o RBS2 (correspondendo a uma velocidade de

sedimentação de biopartículas próxima a 25 m/h), tendo sido suficiente para selecionar as partículas mais densas e descartar parte do lodo filamentoso que crescia e não se aderia aos grânulos.

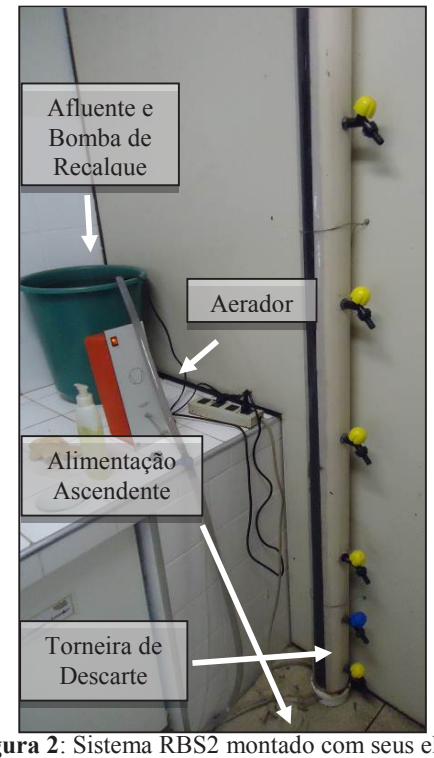


Figura 2: Sistema RBS2 montado com seus elementos suportes.

Nota-se que com esta diferenciação no tempo de sedimentação também pôde ser testada, como parâmetro preliminar para a granulação de lodo aeróbio, a velocidade de sedimentação, pois esta interfere diretamente na qualidade mecânica do lodo quanto ao índice volumétrico de lodo (IVL).

O descarte durava em média 4 minutos e a alimentação 15 minutos. Na hidrólise, o aerador era desligado por uma hora e logo se seguiam três horas e meia de aeração nos ciclos pequenos e sete horas e meia no ciclo grande.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da montagem e operação dos sistemas RBS1 e RBS2, após 45 dias de operação obteve-se lodo granular aeróbio apresentando grânulos de tamanhos irregulares, em que os maiores mediram mais de 5 mm. Os grânulos maiores mostraram-se pouco instáveis e de fácil desintegração ao sofrer cisalhamento, contudo mais estudos devem ser desenvolvidos

para se identificar como os ciclos operacionalizados intencionalmente para favorecimento da remoção de matéria orgânica, nitrogênio e fósforo podem melhorar a resistência e estabilidade dos grânulos (BASSIN et al., 2012). Na **Figura 3** encontram-se um lodo floculento obtido de lodo ativado tradicional, primeiros grânulos obtidos e com 80% da composição de grânulos. Na **Figura 4** mostra-se o lodo disposto em diferentes situações para melhor visualizá-lo.

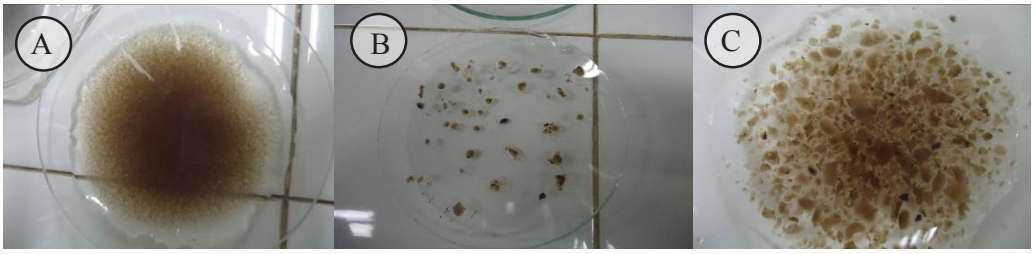


Figura 3: (A) Lodo floculento; (B) primeiros grânulos obtidos; (C) grânulos maduros.

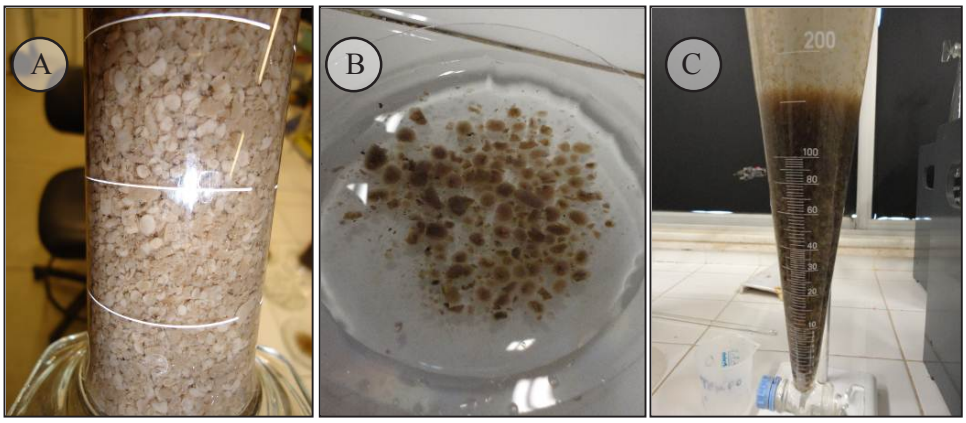


Figura 4: Lodo granular aeróbio formado em RBS. (A) grânulos em proveta de 1 litro; (B) grânulos no vidro de relógio; (C) lodo granular em cone Imhoff.

Quanto à eficiência de remoção de matéria orgânica e nutrientes para os sistemas operados encontram-se os resultados na **Tabela 2**.

Destaca-se que o afluente apresentava baixa carga orgânica volumétrica de 0,005 $kg.m^3.d^{-1}$ para o RBS1 e de aproximadamente 0,016 $kg.m^3.d^{-1}$ para o RBS2 e mesmo com as condições adversas houve plena evolução dos grânulos.

O relato de pesquisadores que operaram sistemas similares tratando esgoto doméstico (que também tem baixa carga orgânica) não é definitivo quanto à granulação de lodo aeróbio, mas não é otimista, demonstrando pouco sucesso no desenvolvimento do processo em seus trabalhos (DEZOTTI et al., 2011).

Tabela 2: Parâmetros da eficiência dos RBS.

Eficiência das Variáveis (Em geral médias de 6 determinações)		
DQO		
Afluente (mg/L)	**RBS1 (%)**	**RBS2 (%)**
329,5	71,8	62,5
Amônia		
Afluente (mg/L)	**RBS1 (%)**	**RBS2 (%)**
125,2	96,2	96,4
Nitrato		
Afluente (mg/L)	**RBS1 (mg/L)**	**RBS2 (mg/L)**
< 1	< 6	< 4
Fósforo Total		
Afluente (mg/L)	**RBS1 (%)**	**RBS2 (%)**
12,4	43,6	Não houve remoção
IVL		
Lodos Floculentos	**RBS1**	**RBS2**
50 a 120 mL/g	52 mL/g	36 mL/g

Vale ressaltar que os ciclos operacionais impostos não objetivaram a remoção de nutrientes, mas somente a granulação de lodo. Pesquisas futuras serão focadas em ajustes dos tempos de reação anaeróbia, aeróbia e anóxica, bem como o controle de oxigênio dissolvido para esse fim.

CONCLUSÃO

1. O lodo granular aeróbio apresenta inúmeras vantagens quando se compara com o lodo floculento onde as características de sedimentação são melhores e maiores concentrações de biomassa (por ser mais compacta) podem ser conseguidas. O IVL dos sistemas operados foi menor que 50 mL/g, valor este definido para lodos floculentos como de excelente sedimentabilidade (VON SPERLING, 1996).
2. Não importando a relação A/D foram obtidos grânulos com diâmetros variando de 0,2 a 5 mm. Tendo, estes últimos, apresentado pouca resistência às forças de cisalhamento hidrodinâmico. O efeito da carga orgânica baixa não foi definitivo para ocorrência da granulação do lodo aeróbio.

3. O fator de pressão de seleção que pode ter influenciado de forma definitiva a predominância de grânulos nos sistemas operados é decorrente possivelmente do tempo de sedimentação dado no momento de partida do sistema. Após 45 dias de estabilização não se percebeu mais sólidos no efluente decorrente de biomassa floculenta e mais de 80% do lodo dos sistemas eram em forma de grânulos após esse período.
4. Assim sugerem-se ajustes nos tempos das fases anaeróbia/aeróbia/anóxica em cada ciclo operacional para permitir a remoção simultânea de compostos orgânicos e nutrientes, pois essa influência pode melhorar a qualidade dos grânulos, bem como incorporar mais vantagens aos sistemas.

AGRADECIMENTOS

Ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) pela concessão de bolsas PIBIC em parceria com o IFCE e ao Laboratório de Controle Ambiental (LCA).

REFERÊNCIAS

APHA. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22ª. ed. Washington: American Public Health Association. 2012.

BASSIN, J. P., KLEEREBEZEM R., DEZOTTI M., VAN LOOSDRECHT M. C. M. Simultaneous nitrogen and phosphate removal in aerobic granular sludge reactors operated at different temperatures. **Water Resoursh** 46. 2012. 3805-3816. 2012.

DEZOTTI, M., SANT'ANNA JR., G. L., BASSIN, J. P. **Processos biológicos avançados para tratamento de efluentes e técnicas de biologia molecular para o estudo da diversidade microbiana**. Rio de Janeiro – RJ: Interciência, 2011.

VAN HAANDEL, A; MARAIS, G. **O Comportamento do Sistema de Lodo Ativado: Teoria e Aplicações para Projetos e Operações.** Campina Grande: Epgraf, 1999.

VON SPERLING, M. **Princípios Básicos do Tratamento de Esgotos**. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais, 1996.

MORGENTOTH, E.; SHERDEN, T.I.; VAN LOOSDRECHT, M.C.M; HEIJEN, J.J; WILDERER, P. A. Areobic Granular Sludge in a Sequencing Batch Reactor. **Water Research** - v.31, 1997.

IMPACTOS AMBIENTAIS EM UM TRECHO DO LITORAL DE GOIANA/PE

Edwilson Medeiros dos Santos[1]

1. Geógrafo, Rua Dois, 75, V Etapa, Rio Doce – Olinda/PE, CEP 53090-350, [edwilsonm.santos@gmail.com].

Resumo

As áreas litorâneas representam espaços de importante papel socioeconômico na forma de enorme fonte de recursos, mas de considerável fragilidade do ponto de vista ambiental. Especialmente nas regiões tropicais, essas áreas despertam grande interesse econômico, principalmente para atividades voltadas ao turismo, muitas vezes, sem observar os princípios da sustentabilidade, resultando em impactos ambientais. Uma das ferramentas mais utilizadas para a identificação dos impactos são as matrizes. No distrito de Ponta de Pedras, litoral do município de Goiana, Mata Norte de Pernambuco, foram identificados seis aspectos geradores de impactos ao meio ambiente, são eles: Saneamento; Criação de animais; Construções; Comércio; Trânsito de veículos automotores; Turismo, sendo estes responsáveis por 18 impactos negativos e seis impactos positivos, do quais, dez foram considerados de grande impacto, sobretudo do ponto de vista físico e biológico. O turismo foi o principal aspecto causador de impactos no meio socioeconômico, podendo ser considerado como grande impulsionador da economia local. A precária infraestrutura local contribuiu negativamente para os impactos identificados.

Palavras-chave: Ponta de Pedras, Matrizes, Meio Ambiente

1. INTRODUÇÃO

As áreas litorâneas se constituem em espaços de importante papel socioeconômico na forma de enorme fonte de recursos, mas de considerável fragilidade do ponto de vista ambiental.

Estas áreas são palco de diversas atividades humanas como a pesca, o lazer e o turismo. Os cerca de 10.800 quilômetros de costa atlântica colocam o Brasil entre os países com maiores áreas litorâneas do mundo (PRATES; GONÇALVES; ROSA, 2012. p.14).

Especialmente nas regiões tropicais, essas áreas despertam grande interesse econômico, principalmente para a pratica do turismo, atividade que se praticada de forma não planejada, sem levar em consideração os princípios da sustentabilidade, tende a provocar impactos ambientais a esses ecossistemas.

Os impactos ambientais são definidos como

> Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que, direta ou indiretamente, afetam: (I) a saúde, a segurança e o bem-estar da população; (II) as atividades sociais e econômicas; (III) a biota; (IV) as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; (V) a qualidade dos recursos ambientais. (Art. 1º. Res. CONAMA 01/86)

Estes impactos podem ocorrer tanto de forma positiva como também de forma negativa, porém, ressalta-se que devido a sua fragilidade, os impactos ambientais nos ecossistemas litorâneos manifestam-se mais comumente de forma negativa.

No processo de avaliação de Impactos Ambientais, são caracterizadas todas as atividades impactantes e os fatores ambientais que podem sofrer impactos dessas atividades, os quais podem ser agrupados nos meios físico, biótico e antrópico (SILVA, 1994) apud Bolzan et al (2010).

Diversas são as ferramentas utilizadas para a identificação dos impactos ambientais nos mais diversos ambientes. Uma destas ferramentas mais difundidas são as matrizes, estas possuem este nome devido a sua forma, composta de duas listas, dispostas na forma de linhas e colunas (Sánchez, 2008). Um dos modelos de Matriz mais conhecido é o utilizado por Leopold et al (1971) apud Sánchez (2008), onde a obtenção dos impactos é feita através da relação entre ações humanas e os componentes ambientais afetados por essas ações. Atualmente ocorrem inúmeras variações da matriz de Leopold, semelhantes apenas na forma de apresentação e organização das linhas e colunas (Sánchez, 2008).

O distrito de Ponta de Pedras, palco deste estudo, localiza-se no litoral do município de Goiana, Região de Desenvolvimento da Mata Norte de Pernambuco. A localidade é uma das mais procuradas no litoral pernambucano durante o período de alta estação devido as suas belezas naturais e praias de águas calmas, porém, a falta de consciência ambiental tanto da população residente como também da flutuante, aliada a precariedade da estrutura local são ingredientes suficientes para alterações significativas à qualidade ambiental local.

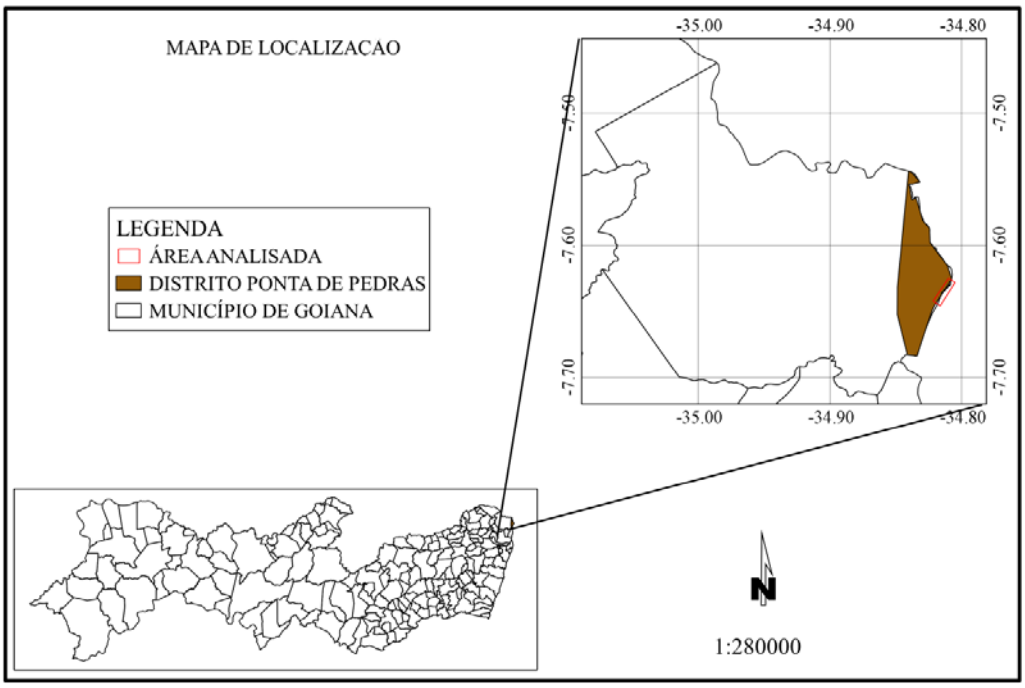


Figura 1: Mapa de localização da área analisada

Partindo do exposto anteriormente, este trabalho teve como principal objetivo a identificação do grau de importância dos impactos ambientais no litoral do município de Goiana através de uma analise em um determinado trecho localizado no Distrito de Ponta de Pedras por meio da construção de uma matriz de impacto.

2. MATERIAL E MÉTODOS

Para a confecção deste trabalho selecionou-se uma extensão de um (1) quilômetro compreendendo a faixa de praia e a principal via da localidade, perfazendo um polígono com área total de 43.000m^2.

Em seguida, ocorreu a verificação *in loco,* realizada no mês de dezembro do ano de 2012, período considerado de alta estação, com um acréscimo do fluxo de visitantes, frequentadores e oferta de serviços. Nesta visita foram identificados os impactos tanto de ordem positiva quanto negativa para posterior confecção de uma matriz.

A matriz aqui utilizada é uma adaptação da matriz proposta por Leopold et al (1971) apud Sánchez (2008), nela serão representados a Natureza do impactos - positiva (POS) ou negativa (NEG), e posteriormente será atribuída uma escala para os seguintes

critérios: Duração – avalia se o impacto é *temporário* (1) ou *permanente* (3); Reversibilidade – se o impacto é *reversível* (1), *parcialmente reversível* (2) e *irreversível* (3); Magnitude – se o impacto ocorre em uma *pequena parcela* do trecho analisado (1) ou em *grande parte* do trecho analisado (3); relevância – apresenta o destaque dado ao impacto, *pequeno* (1), *média* (2) e *grande* (3); abrangência – apresenta a escala do impacto *local* (1) e (3) *regional*. O somatório desses critérios resultará no grau de importância do impacto (*pequeno* – 0 a 5; *médio* – 6 a 10; *grande* – 11 a 15) a qualidade ambiental local.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Ao final da verificação in loco, foram identificados seis aspectos geradores de impactos ao meio ambiente de Pontas de Pedra: (I) Saneamento; (II) Criação de animais; (III) Construções; (IV) Comércio; (V) Trânsito de veículos automotores; (VI) Turismo. Estes aspectos são responsáveis por 18 impactos negativos e seis impactos positivos.

Em relação à importância de cada impacto, foram identificados cinco impactos considerados de importância pequena, nove impactos de importância média e dez de grande importância.

Tabela 1 Matriz de impactos

FATORES	IMPACTOS	Natureza	Duração	Reversibilidade	Magnitude	relevância	abrangência	Importância
Turismo	emissão de poluentes atmosfericos	NEG	1	1	1	1	1	*Pequena*
	Alterações na fisiografia	NEG	3	3	3	3	1	*Grande*
	Geração de empregos	POS	1	2	3	3	3	*Grande*
	Risco de acidentes e mortes	NEG	1	1	3	3	1	*Média*
	Aquecimento do mercado imobiliario	POS	1	1	3	2	3	*Média*
	Aumento na renda	POS	1	1	3	3	3	*Grande*
	Aumento na geração de residuos	NEG	1	1	3	3	3	*Grande*
	Atração de pessoas	POS	1	1	3	3	3	*Grande*
Comércio	Alterações na fisiografia	NEG	3	3	3	2	1	*Grande*
	Geração de emprego	POS	1	1	3	3	3	*Grande*
	Atração de pessoas	POS	1	1	3	2	3	*Média*
	Aumento na geração de residuos	NEG	1	1	3	3	1	*Média*
	Proliferação de animais vetores de doenças	NEG	1	1	3	3	1	*Média*
Trânsito de veiculos automotores	Geração de ruidos	NEG	1	1	1	1	1	*Pequena*
	Risco de acidentes e mortes	NEG	1	1	3	3	3	*Grande*
	emissão de poluentes atmosfericos	NEG	1	1	1	1	1	*Pequena*
Construções	Alterações na fisiografia	NEG	3	3	3	3	3	*Grande*
	Alteração do habitat	NEG	3	2	3	3	3	*Grande*
Saneamento	Alteração da qualidade das águas	NEG	1	1	1	3	1	*Média*
	alteração do habitat	NEG	1	1	1	3	1	*Média*
	Proliferação de animais vetores de doenças	NEG	1	1	3	3	1	*Média*
	Mortalidade da fauna marinha	NEG	1	1	1	3	3	*Média*
Criação de animais	Proliferação de animais vetores de doenças	NEG	1	1	1	1	1	*Pequena*
	Alteração da qualidade das águas	NEG	1	1	1	1	1	*Pequena*

A seguir são descritos os fatores possuem os maiores potenciais de impacto ambiental na área de praia em Ponta de Pedras.

3.1 Saneamento

Este aspecto engloba o serviço de coleta de lixo e a oferta de esgotamento sanitário para a população.

O serviço de coleta do lixo mostrou-se ineficiente, tamanha a quantidade de pontos de acumulo de resíduos ao longo da praia e nos terrenos baldios que se transformaram em depósitos de resíduos domésticos e da construção civil por parte da população, propiciando a proliferação de doenças e animais vetores destas doenças, além da contaminação de águas subterrâneas e superficiais. Este aspecto é ainda mais agravado devido a ausência de coletores nas proximidades da praia.

Em relação ao sistema de esgotamento sanitário, este atende a uma parcela mínima da população, sendo comumente lançado “in natura” em canais que desembocam no mar, causando a contaminação das águas marinhas.

3.2 Criação de animais

A criação de animais, principalmente de porcos e cavalos, é feita de forma livre pela população mais carente residente na localidade. Parte desses animais já adquiriu o hábito de procurar alguma fonte de alimento nas áreas de praia ou nos terrenos baldios próximos a ela, fato que contribui não somente para o espalhamento dos resíduos deixados por moradores, banhistas e comerciantes, mas também para o aumento no risco de acidentes envolvendo motoristas e motociclistas.

3.3 Construções

Constatou-se a ocupação de diversos trechos da praia por residências e bares, privando, em alguns casos, o trânsito de banhistas e frequentadores em momentos de maré alta. Fato que merece destaque é quantidade de construções já ameaçadas de desmoronamento devido ao avanço do mar.

3.4 Comércio

Ao longo da área analisada os bares apresentaram características semelhantes, tanto no estilo das construções como nos serviços oferecidos. Constatou-se que alguns dos estabelecimentos funcionavam apenas nos períodos de alta estação, devido ao aumento significativo na quantidade de consumidores.

Esse aspecto, assim como o turismo, mostrou ser positivo do ponto de vista econômico, já que contribui no aumento da renda para, inclusive, trabalhadores vindos de outros distritos e municípios da região nos períodos de alta estação, porém, negativo do ponto de vista biológico, uma vez que não há entre os comerciantes uma preocupação com a disposição dos resíduos gerados por eles e seus consumidores, contribuindo para sua acumulação.

3.5 Trânsito de Veículos Automotores

A falta de fiscalização e consciência por parte dos condutores foi o principal fator causador deste aspecto ambiental. A principal característica deste aspecto é o trafego em alta velocidade de carros e motocicletas na via abrangida por este trabalho e a utilização de motocicletas em alguns trechos da praia, pondo em risco banhista e outros frequentadores da praia.

3.6 Turismo

Nos períodos de alta estação o local atrai inúmeros turistas, que por sua vez contribuem para um aquecimento no setor de comércio, contribuído para o aumento nos postos de trabalho e melhoria na renda de parte da população.

Esse aspecto funciona como impulsionador de parte dos impactos vistos anteriormente, já que o aumento da população juntamente com a precariedade da infraestrutura local forma a condição ideal para a verificação de parte dos impactos expostos anteriormente.

Paralelamente ao aumento de fluxo de turistas ocorre o aumento no tráfego de veículos automotores causando o risco de acidentes entre os frequentadores do local.

Foram verificadas em grande parte do trecho analisados diversas residências de uso exclusivo em finais de semana e feriados. Constatou-se que considerável parcela dessas casas encontra-se com algum tipo de degradação provocado pelo avanço do mar.

Por fim, o aumento no fluxo de visitantes provoca um maior acumulo de resíduos nas áreas próximas a praia, provocando os impactos anteriormente já citados.

CONCLUSÃO

I. Foi possível observar que os impactos na praia de Ponta de Pedras, são em sua maioria de natureza negativa e de grande importância, sobretudo do ponto de vista físico e biológico.
II. O turismo é o principal aspecto causador de impactos no meio socioeconômico, podendo ser considerado como grande impulsionador da economia local.
III. A precária infraestrutura local contribui de forma negativa para os impactos ali identificados, visto que uma simples medida, como a implantação de coletores ao logo da praia, ainda não foi realizada.

IV. Caso não ocorram medidas no sentido de mitigar os impactos identificados, o distrito de Ponta de Pedras, juntamente com o município de Goiana, tende a sofrer com redução da qualidade ambiental, e por consequência disso, sofrer com o agravo de problemas socioeconômicos já existentes.

REFERÊNCIAS

Bolzan, J. S., Kemerich, P. D., Silva, R. L., & Ucker, F. E. **Matriz de avaliação de impacto ambiental aplicada a triagem e transbordo de resíduos da construção civil**. Acesso em 25 de janeiro de 2013, disponível em sites.unifra.br/Portals/36/Tecnologicas%202010/09.pdf

BRASIL. RESOLUÇÃO CONAMA Nº 001, de 23 de janeiro de 1986 – **Estabelece as definições, as responsabilidades, os critérios básicos e as diretrizes gerais para uso e implementação da Avaliação de Impacto Ambiental**. Disponível em: http://www.mma.gov.br/port/conama. Acessado em: dezembro de 2010.

PRATES, A. P. L.; GONÇALVES, M. A.; ROSA, M. R. **Panorama da conservação dos ecossistemas costeiros e marinhos no Brasil**. Brasília: MMA, 2012. 152 p.

Sánchez, L. E. (2008). **Avaliaçã de impacto ambiental: conceitos e métodos**. São Paulo: oficina de textos.

RESPOSTAS DO TOMATEIRO À DIFERENTES LÂMINAS DE IRRIGAÇÃO NAS FASES FENOLÓGICAS

Elaine Cristina Batista da Silva[1]*, Lauriane Almeida dos Anjos Soares[2], Marcos Eric Barbosa Brito[3], Geovani Soares de Lima[2]

Resumo – A baixa disponibilidade de recursos hídricos está entre os fatores que mais têm limitado a produção agrícola em solos de regiões semiáridas, notadamente o tomateiro, considerada sensível. Neste sentido objetivou-se avaliar o crescimento e acúmulo de fitomassa do tomateiro irrigados com diferentes lâminas de irrigação em diferentes fases fenológicas sob condições de ambiente protegido. Usou-se o delineamento estatístico de blocos casualizados, estudando-se quatro lâminas (60, 80, 100 (testemunha) e 120% da Evapotranspiração da real - ETr), distribuídos em quatro blocos com uma planta por parcela, sendo avaliadas a taxa de crescimento absoluto em altura de planta, taxa de crescimento absoluto em diâmetro de caule e a fitomassa seca da parte aérea, sendo os dados submetidos a análise de regressão polinomial para o fator lâmina em cada fase, por ter havido significância. Lâminas crescentes de água promoveram, nas fases de floração e frutificação, aumento na taxa de crescimento absoluto em altura de planta. As taxas de crescimento absoluto em altura de planta e diâmetro de caule do tomateiro, na fase vegetativa, decrescem com o incremento das lâminas de água. A fitomassa seca da parte aérea foi maior quando se aplicou lâminas entre 89 a 98% da ETr.

Palavras-chave: *Lycopersicon esculentum,* Evapotranspiração, Desenvolvimento

INTRODUÇÃO

A escassez dos recursos hídricos é considerada o principal fator ambiental limitante à produção agrícola em todo mundo, pois a produtividade das plantas depende da disponibilidade suficiente de água para seu pleno desenvolvimento (CHAVES e OLIVEIRA, 2004), acarretando sérios problemas a agricultura, com reduções severas na produtividade e qualidade dos produtos agrícolas.

*Autor correspondente
[1]Graduando em Agronomia, CCTA/UFCG, Pombal, PB, elainecristina6@hotmail.com
[2]Eng. Agrônomo, Pós-graduando em Engenharia Agrícola, CTRN/UFCG, Campina Grande, PB, laurispo@hotmail.com; geovanisoareslima@gmail.com
[3]Eng. Agrônomo, D.Sc. Prof. do CCTA/UAGRA/UFCG, Pombal – PB, Brasil, marcoseric@ccta.ufcg.edu.br

Atualmente, um dos desafios da agricultura é a manutenção da produtividade e qualidade dos produtos agrícolas sob deficiência hídrica nos seus diversos setores (CANTUÁRIO, 2012). Destacando-se as hortaliças, cujo desenvolvimento é influenciado pelas condições de umidade do solo, assim, a reposição de água ao solo por meio da irrigação, de forma a garantir boa produção agrícola, é decisiva para o sucesso da horticultura (MAROUELLI et al., 2002).

Dentre as hortaliças, pode-se destacar o tomateiro, sendo uma hortaliças de fruto com maior importância econômica no mercado hortifrutigranjeiro, tanto em valor quanto em volume comercializado. O cultivo ocorre em todo o território nacional (FILGUEIRA, 2003) onde há, segundo dados do IBGE (2011), cerca de 71 mil ha de área cultivada e uma produção anual superior a 4.400.000 toneladas de frutos, sendo que o Nordeste responde por 20% da área plantada e 14% da produção de frutos, valores que denotam a uma produtividade média de 61 t ha^{-1} no Brasil e 41 t ha^{-1} no Nordeste, valores aquém do potencial de produção da cultura, que pode chegar a 80 t $há^{-1}$, notadamente no Nordeste.

Alvarenga (2004) afirma que dentre os fatores que limitam a produtividade do tomateiro, destacam-se a deficiência hídrica, uma vez que essa hortaliça apresenta, nas fases de desenvolvimento e produção, bastante exigência hídrica total; segundo Silva et al. (2000) a demanda hídrica está entre 400 a 600 mm, dependendo do clima.

Salienta-se, porém, que a demanda hídrica das culturas é variável entre espécies, em uma mesma espécie entre genótipo e, ainda, entres fases de desenvolvimento (Ayers e Westcot, 1999), o que torna interessante compreender as respostas das plantas ao déficit hídrico, conhecendo-se a variação do consumo de água da cultura nas suas diferentes fases de desenvolvimento, e estudando os aspectos fisiológicos envolvidos no processo, assim como sobre suas consequências (PEIXOTO et al., 2006).

Alvarenga (2004) relata que o ciclo do tomateiro pode ser dividido em três fases distintas. A primeira fase, que tem duração de quatro a cinco semanas, aproximadamente, vai do transplantio das mudas até o início do florescimento. A segunda fase tem duração de cinco a seis semanas, iniciando-se por ocasião do florescimento e terminando no início da colheita dos frutos. A terceira fase vai do início ao final da colheita. É importante conhecer o início e término das fases possibilitando

uma melhor programação das adubações, a indicação de cada nutriente, bem como a quantidade de água a aplicar.

Desta forma, objetivou-se com esta pesquisa, avaliar as taxas de crescimento e o acúmulo de fitomassa do tomateiro irrigado com diferentes lâminas de irrigação em suas fases fenológicas sob condições de ambiente protegido.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi conduzido em vasos, sob condições de casa de vegetação, no Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, da Universidade Federal de Campina Grande, Pombal-PB, usando-se um delineamento experimental em blocos casualizados, em esquema fatorial (4 x 3), sendo quatro lâminas de irrigação aplicadas em três fases de desenvolvimento, distribuídas em quatro blocos com uma planta por parcela.

O primeiro fator foi composto por quatro lâminas de irrigação (60, 80, 100 (testemunha) e 120% da Evapotranspiração da real - ETr) distintas por meio do número de gotejadores disponível em cada planta, sendo 3, 4, 5 e 6, respectivamente, destacando-se que o tempo de irrigação de cada tratamento foi mensurado através do consumo das plantas sob 100% da ETr, usando-se do método da lisimetria de drenagem, assim como descrito em Bernardo et al. (2006). Tal volume consumido pôde ser convertido em Evapotranspiração real, pela divisão com a área do lisímetro. Assim, para irrigação dos outros tratamentos, multiplicou-se o valor da ETr obtida pela percentual de evapotranspiração de cada tratamento.

As lâminas de irrigação foram aplicadas nas três fases de desenvolvimento da cultura (Vegetativo, Floração e Frutificação) do tomateiro, sendo estas descritas da seguinte maneira: a primeira, com duração de três a quatro semanas, teve início aos 15 dias após transplante (DAT) e foi finalizada com o florescimento, aos 41 DAT, a segunda fase, que se estendeu por seis semanas, foi iniciada aos 41 DAT e finalizada aos 82 DAT, com inicio da terceira fase, correspondente a frutificação, que perdurou pelo período de 82 a 112 DAT, sendo finalizado com a colheita, conforme é descrito por Alvarenga (2004).

Foram utilizadas sementes do cultivar Super Marmande® de tomateiro, apresentando como característica, hábito de crescimento indeterminado, ciclo de 105 dias após a emergência, resistência a Fusarium e Verticillium, frutos do tipo globular

com sulcos, peso médio de 180 g e indicados para saladas, a produtividade média entre 50 e 80 toneladas de frutos comerciais por hectare.

Para o cultivo do tomateiro, utilizou-se de vasos plásticos com 40 L de capacidade, preenchidos com 4 kg de brita (número zero) a qual cobria a base e 52 Kg de material de solo (franco-arenoso). Os vasos possuíam furos na base para permitir o acompanhamento do volume drenado e consumo de água pela cultura. A adubação foi feita com base na análise química do solo, segundo recomendações de Eloi (2007) para adubação de plantio e via fertirrigação. Durante a condução do experimento foram realizados tratos culturais, conforme recomendações dispostas em Filgueira (2003).

Para análise do efeito dos tratamentos sobre a cultura, determinou-se as taxas de crescimento absoluto em altura de planta (TCAAlt) (cm dia^{-1}) e em diâmetro de caule (TCADC) (mm dia^{-1}) do tomateiro, além da fitomassa seca da parte aérea (FSPA) (g). As taxas de crescimento absoluto para diâmetro e altura foram determinadas de acordo com metodologia descrita por Benincasa (2003).

Para avaliação da matéria seca separou-se as distintas partes da planta acondicionadas em sacos de papel devidamente identificados e posteriormente conduzidas a estufa de ventilação forçada de ar, à temperatura entre 65ºC por 72 horas usando balança analítica.

Os dados obtidos foram submetidos à análise de variância pelo teste F e, como houve significância, realizou-se análise de regressão polinomial linear ou quadrática para o fator lâmina em cada fase de desenvolvimento da cultura, utilizando-se do software estatístico SISVAR 4.0 (FERREIRA, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Avaliando-se a taxa de crescimento absoluto em altura de planta em cada fase fenológica do tomateiro, verifica-se, ao se aplicar as lâminas durante a fase vegetativa, redução de 0,26 cm/dia em TCAAlt com o incremento das lâminas de água de 60 para 120% da Evapotranspiração Real - ETr (Figura 1A). Tal resultado pode ser relacionado a um ligeiro excesso de água no solo, já que, durante a fase vegetativa, a planta estava em crescimento, não havendo a exploração completa do solo, sendo assim, a lâmina aplicada a níveis superiores a 60% da ETr pode ter proporcionado asfixia às raízes, diminuindo a absorção de água e nutrientes, o que pode acarretar queda na

produtividade e uma menor eficiência do uso da água, assim como confirmado por REGO et al. (2004).

Todavia, as fases de floração e frutificação mantiveram tendência ascendente em função das lâminas aplicadas (Figura 1B e 1C), com incremento na TCAAlt de 1,73 e 0,32% por aumento de 20% da Evapotranspiração Real, ou seja, aumento de 5,20 e 0,98% na taxa de crescimento absoluto em altura de plantas ao comparar o menor e o maior nível de água estudados nas fases de floração e frutificação, respectivamente. Tal resultado permite inferir que a maior demanda hídrica está relacionada à fase de floração, quando ocorre a abertura do botão e crescimento inicial dos frutos, todavia, esta afirmação deve estar atrelada, também, a produção de fitomassa.

Taiz e Zeiger (2009) mencionam que plantas submetidas ao déficit hídrico têm praticamente todos os aspectos do crescimento e desenvolvimento afetados, o que pode modificar a anatomia e a morfologia, como também interferir em muitas reações metabólicas e reduzir o crescimento, no entanto, isso só ocorreu nas fases de floração e frutificação, assim como pode ser observado neste trabalho para as plantas de tomateiro sob condições de menor disponibilidade hídrica, principalmente na fase de floração.

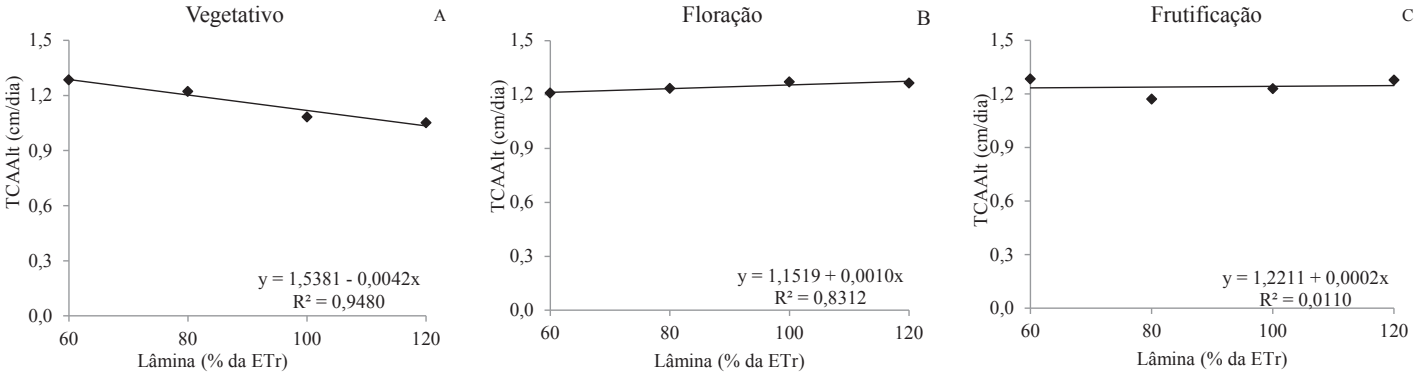


Figura 1. Taxa de crescimento absoluto em altura de planta (TCAAlt) do tomateiro em função das lâminas de irrigação aplicadas nas fases de desenvolvimento da cultura

Quanto à taxa de crescimento absoluto em diâmetro de caule (TCADC), constata-se, conforme estudos de regressão (Figura 2A e 2B) relacionadas às lâminas de água nas fases vegetativa e de floração, que o modelo ao qual os dados se ajustaram melhor foi o quadrático, onde nota-se que o intervalo de lâminas de água entre 80 e 100% da ETr promoveu o máximo de crescimento em TCADC das plantas (0,0953 e 0,1044 mm dia^{-1}), respectivamente. Resultado semelhante foram obtidos por Dias et al. (2005), que

constataram, com o aumento do fornecimento de água até 100% da evapotranspiração da cultura, incremento no desenvolvimento inicial da pimenta malagueta.

Tal comportamento foi observado, também, na fase de frutificação (Figura 2C), porém, a equação foi inversa, ou seja, quadrática negativa, com isso, as maiores taxas de crescimento absoluto em diâmetro de caule foram observadas em lâminas entre 60 e 63% da ETr, deve-se considerar que o estresse, nestas plantas, foi aplicado na fase de frutificação e o crescimento em diâmetro ocorreu durante todo o ciclo, sendo pouco influenciado nesta fase.

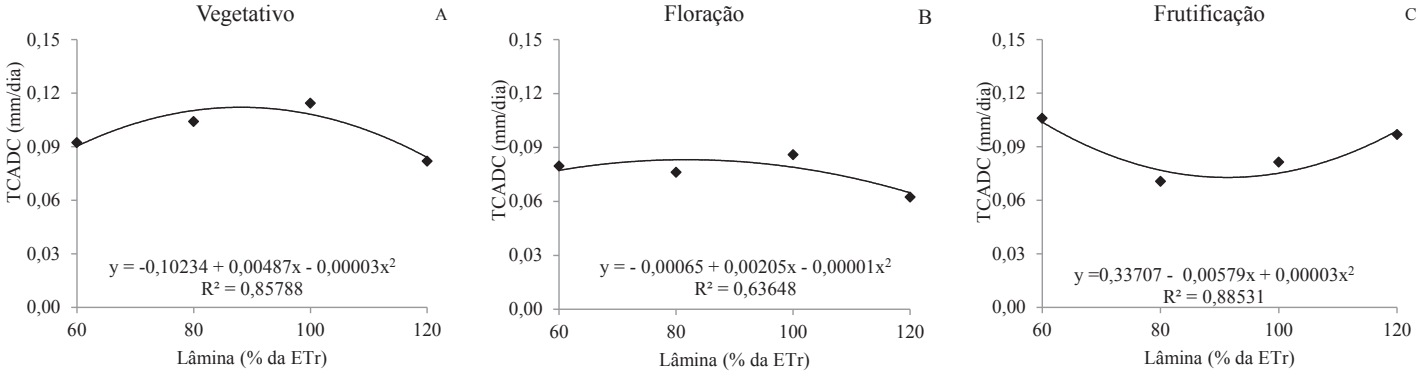


Figura 2. Taxa de crescimento absoluto em diâmetro de caule (TCADC) do tomateiro em função das lâminas de irrigação aplicadas nas fases de desenvolvimento da cultura

Para a fitomassa seca da parte aérea das plantas (FSPA) (g) em função das lâminas de irrigação, estudada em cada fase de desenvolvimento do tomateiro (Figura 3), observa-se os maiores valores nas plantas irrigadas com lâminas de água variando de 89 a 98% da ETr, independente da fase de desenvolvimento em que se aplicou o estresse, obtendo-se, em média, cerca de 339,8g, sendo que, a partir dessas lâminas, ocorreram reduções no acúmulo de fitomassa. Tal resultado esta em conformidade com o que explica McMichael e Quisenberry (1993), os quais informam que o déficit hídrico pode mudar a partição de assimilados entre as raízes e a parte aérea, pois tanto o déficit por falta (lâmina de 60% da ETr) quanto por excesso (lâmina de 120% da ETr) não possibilitaram que a planta expressasse seu potencial de crescimento.

De maneira geral, observando-se as médias das lâminas aplicadas, verifica-se que a menor formação de fitomassa das plantas é observado nas plantas estressadas na fase de floração, o que permite pré-dizer que esta é uma fase crítica para o tomateiro, não devendo haver restrição hídrica.

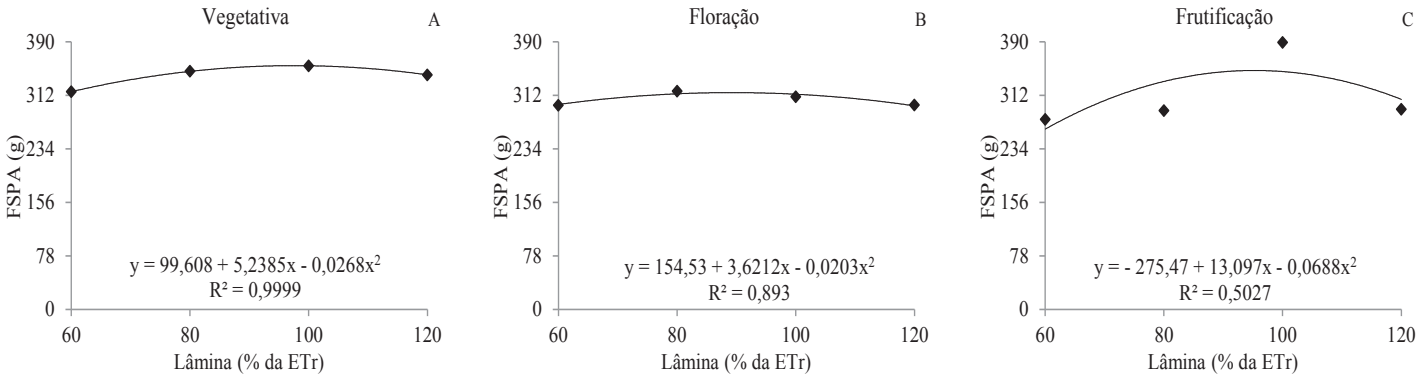


Figura 3. Fitomassa seca da parte aérea (FSPA) do tomateiro em função das lâminas de irrigação aplicadas nas fases de desenvolvimento da cultura

CONCLUSÕES

Lâminas crescentes de água promovem, nas fases de floração e frutificação, aumento na taxa de crescimento absoluto em altura de planta. As taxas de crescimento absoluto altura e diâmetro de plantas do tomateiro na fase vegetativa decrescem com o incremento das lâminas de água. Lâminas entre 89 e 98% da ETr proporcionam maior formação de fitomassa do tomateiro em casa de vegetação. A fase de floração é a mais sensível à restrição hídrica no tomateiro.

REFERÊNCIAS BIBLIOGÁFICAS

ALVARENGA, M.A.R. **Tomate: produção em campo, em casa-de-vegetação e em hidroponia**. Lavras: UFLA, 400p. 2004.

BENINCASA, M.M.P. **Análise de crescimento de plantas: noções básicas**. Jaboticabal, SP: FUNEP, 2003. 42 p.

BERNARDO, S; SOARES, A.A.; MANTOVANI, E.C. **Manual de irrigação.** Viçosa: UFV, 625 p. 2006.

CANTUÁRIO, F.S. de**. Produção de pimentão submetido a estresse hídrico e silicato de potássio em cultivo protegido**. 93 p. Dissertação (Mestrado em Agronomia/Fitotecnia). Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia. 2012.

CHAVES, M. M., OLIVEIRA, M. M. Mechanisms underlying plant resilience to water deficits: prospects for water-saving agriculture. **Journal of Experimental Botany**, v. 55, n. 407, p. 2365-2384, 2004.

DIAS, M.A.; LOPES, J.C.; CORREA, N.B. **Desenvolvimento inicial de plantas de pimenta malagueta submetidas a cinco diferentes lâminas de água e substratos**. In: Congresso Brasileiro de Olericultura, 45., 2005, Fortaleza. Anais... Brasília: Associação Brasileira de Olericultura, 2005. CDROM.

ELOI, W.M. **Níveis de salinidade e manejo da fertirrigação sobre o cultivo do tomate (*Lycopersicon esculentum* Mill) em ambiente protegido.** PIRACICABA: ESALQ, 111p.Tese (Doutorado em Agronomia). 2007.

FERREIRA, D.F**. Programa Sisvar – programa de análises estatísticas.** Lavras: UFLA. 2003.

FILGUEIRA, F.A.R. **Solanáceas**.1ª Ed., Lavras: Editora UFLA, 2003. 333p.

IBGE – Sidra, Produção Agrícola Municipal, 2011. Disponível em: http://www.sidra.ibge.gov.br/bda/acervo/acervo2.asp?e=v&p=PA&z=t&o=11. Acesso em: 18 mar. 2013.

MAROUELLI WA; SILVA WLC. **Tomateiro para processamento industrial: irrigação e fertirrigação por gotejamento.** Brasília: Embrapa Hortaliças. (Embrapa Hortaliças. Circular Técnica, 30), 32p. 2002.

McMICHAEL, B. L.; QUISENBERRY, J. E .1993. The impact of the soil environment on the growth of root systems. **Environmental and Experimental Botany**, v.33, p. 53-61, 1993.

PEIXOTO, C.P.; CERQUEIRA, E.C.; SOARES FILHO, W.S.; CASTRO NETO, M.T.; LEDO, C.A.S.; MATOS, F.S.; OLIVEIRA, J.G. Análise de crescimento de diferentes genótipos de citros cultivados sob déficit hídrico. **Revista Brasileira de Fruticultura**, Jaboticabal, v. 28, n. 3, p. 439-443, 2006.

REGO, J.L; VIANA, T.V.A.; AZEVEDO, B.M.; BASTOS, F.G. C; GONDIM, R.S. Efeitos de níveis de irrigação sobre a cultura do crisântemo. **Revista Ciência Agronômica** 35: 302-308. 2004.

SILVA, E.L., PEREIRA, G. M., CARVALHO, J.A., VILELA, L.A.A., FARIA, M.A. **Manejo de irrigação das principais culturas.** Lavras: Universidade Federal de Lavras, 89p. 2000.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. **Fisiologia vegetal.** 4º ed. Porto Alegre: Artmed, 2009. 819p.

CULTIVO HIDROPÔNICO DE ALFACE EM MOSSORÓ/RN, UMA POSSÍVEL FONTE POLUIDORA

Emanoella Delfino Figueirêdo Reinaldo
Pós-graduanda em Ciências Naturais - UERN
E-mail: emanoelladelfino@hotmail.com;

Louise Duarte Matias de Amorim
Pós-graduanda em Ciências Naturais - UERN
E-mail: louiseuern@yahoo.com.br;

Francisco Fábio Mesquita de Oliveira
Técnico de Laboratório - UERN
E-mail:ffabiomesquita@gmail.com;

Márcia Regina Farias da Silva
Profª Adjunta do Departamento de Gestão Ambiental- UERN
E-mail: marciaregina@uern.br.

Resumo

O presente estudo tem como objetivo principal identificar possíveis prejuízos ambientais oriundos do cultivo hiropônico de alface em uma fazenda localizada na cidade de Mossoró-RN. Para a concretização desta pesquisa foi realizado levantamento bibliográfico sobre a temática hidroponia, visita *in loco*, e registro fotográfico, com intuito de conhecer todo o funcionamento do modo de produção hidropônico. A prática da produção hidropônica apresenta-se como mais uma alternativa de produção de alimentos, no entanto, constatou-se que toda água utilizada para irrigar o cultivo rica em nutrientes, é descartada no solo sem nenhuma forma de tratamento prévio, essa água contento agentes químicos como o Confidor, Mospilan e Trigard, infiltra, chegando ao Rio Apodi-Mossoró, que se encontra a poucos metros da fazenda. Embora muitos pesquisadores considerem a prática do cultivo hidropônico uma alternativa de produção sustentável, esta pode se mostrar insustentável do ponto de vista social, bem como ambiental, caso medidas ambientalmente adequadas não sejam tomadas, uma vez que o uso de agentes químicos nos cultivos pode vir a comprometer a saúde humana, poluir o solo, e os corpos de água superficiais e subterrâneos. Logo, uma técnica tida como ecologicamente sustentável pode se tornar uma importante fonte de poluição.

Palavras-chave: Sustentabilidade, Técnica Agrícola.

INTRODUÇÃO

O domínio de técnicas cada vez mais sofisticadas de exploração dos recursos naturais para atender as demandas crescentes de uma sociedade alicerçada no "ter" levou a um quadro de degradação contínua do meio ambiente, marcado principalmente pela contaminação da água, do ar e dos solos. A atual crise ambiental tem direcionado a atenção e gerado preocupação quanto à sustentabilidade das atividades humanas.

A técnica de cultivo hidropônico de hortaliças surge nesse cenário como uma alternativa sustentável de produção vegetal uma vez que oferece inúmeras vantagens em relação ao cultivo convencional, sendo uma de suas principais características a minimização dos impactos gerados sobre os solos e as águas (POTRICH; PINHEIRO; SCHMIDT, 2012). A palavra hidroponia deriva do grego e significa trabalho com água. De modo geral, constitui-se em uma técnica de produção de plantas na qual o solo é substituído por uma solução nutritiva composta de água e elementos minerais essenciais ao crescimento das plantas (FURLANI, 1998).

O cultivo comercial de hortaliças e plantas ornamentais, fazendo uso das técnicas de hidroponia, é de introdução recente e vem se expandindo rapidamente pelas circunvizinhanças dos grandes centros urbanos, onde são escassas e caras as terras agricultáveis e onde existe grande demanda por produtos hortícolas. Nestas áreas, a produção de hortaliças é realizada em grande parte sob cultivo protegido, onde o cultivo hidropônico apresenta-se como alternativa vantajosa (FURLANI, 1998).

A alface (Lactuca sativa L.) trata-se da cultura utilizada em maior escala pelo cultivo hidropônico através da técnica Nutrient Film Tecnique (NFT), denominada técnica do fluxo laminar de nutrientes. A adequação a esse tipo de cultivo ocorre em função da sua fácil adaptação ao sistema, no qual tem revelado alto rendimento e reduções de ciclo em relação ao cultivo no solo (OHSE ET AL., 2001). É mister destacar a importância da alface na alimentação e saúde humana, considerada como fonte de vitaminas e sais minerais, constituindo-se na hortaliça folhosa mais popular e consumida no Brasil, dentre aquelas em que as folhas são consumidas, é considerada ainda a base das saladas (OHSE et al., 2001; SANTOS et al., 2008).

A estrutura básica para produção hidropônico através do sistema NFT de cultivo é apresentada por Staff (1998) consistindo em tanque de solução nutritiva, conjunto moto-bomba, tubulação de distribuição de solução nutritiva, canais de cultivo, tubulação

coletora e temporizador. Adicionalmente Furlani (1998) detalha as instalações de um sistema NFT para se cultivar hortaliças folhosas, estas instalações necessitam basicamente de uma casa de vegetação (estufa), contendo: bancada para produção de mudas e de cultivo; canais de cultivo apoiados na bancada; reservatório para solução nutritiva; conjunto moto bomba; temporizador (timer); encanamentos e registros para distribuição e retorno de solução nutritiva.

O cultivo através das práticas hidropônicas apresenta inúmeros benefícios, dentre eles Alberoni (2004) destacam-se: trabalhos mais leves em consideração aos realizados no plantio em solos; produção em pequenas áreas, próximas aos grandes centros consumidores; controle da água utilizada; isenção do uso de agrotóxico; mínimo de desperdício de água e nutrientes; precocidade na colheita; produção durante todo o ano (fora de época - sazonalidade); rápido retorno econômico, dentre outros. Embora essa técnica de cultivo proporcione todas essas vantagens, há de se considerar também as desvantagens, dentre estas o citado autor também salienta: custo inicial pode ser elevado; rotinas regulares; requer boa habilidade técnica; resistência dos produtores tradicionais.

Além das desvantagens e dos cuidados relatados, outra questão na hidroponia chama atenção, esta concerne ao descarte da solução nutritiva utilizada no cultivo, a qual muitas vezes pode encontrar-se rica em matéria orgânica e agente químico, que ao entrar em contato com o solo, água superficial ou subterrânea, sem tratamento prévio pode provocar a poluição destes meios. Nessa perspectiva o presente estudo tem como objetivo principal identificar possíveis prejuízos ambientais oriundos do cultivo hiropônico de alface em uma fazenda localizada na cidade de Mossoró-RN.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa consiste em um Estudo de Caso que segundo os preceitos de Yin (2001), trata-se de uma estratégia de pesquisa que se justifica em situações onde se pretende estudar um fenômeno contemporâneo, no caso – cultivo hidropônico de alface, que, encontra-se dentro de um contexto real e investigável.

O estudo foi desenvolvido em uma fazenda de cultivo hidropônico sediada em Mossoró-RN, e é fruto da disciplina Sociedade, Ambiente e Tecnologia, do Programa de Pós-Graduação em Ciências Naturais da UERN, no decorrer do segundo semestre do ano de 2012.

Para a concretização desta pesquisa, foi realizado um levantamento bibliográfico sobre a temática hidropônia. As leituras foram concernentes à referida temática e tiveram intuito de ressaltar de forma clara os benefícios, bem como, possíveis prejuízos advindos do cultivo hidropônico de alface. A pesquisa foi realizada com base em artigos, disponíveis em sites especializados como biblioteca digital da Unicamp, scielo, socla e google acadêmico além de outros site, mais ainda, a partir de livros, de modo a embasar e fundamentar a temática em questão. Foi ainda realizada visita *in loco*, registro fotográfico, com intuito de conhecer todo o funcionamento deste modo de produção.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O cultivo hidropônico de alface já faz parte de uma das alternativas de produção na cidade de Mossoró-RN. A fazenda responsável por este cultivo produz e comercializa no mercado mossoroensse há aproximadamente 10 anos. Desse modo, as alfaces provenientes dessa produção estão presentes em praticamente todos os supermercados da cidade.

A técnica utilizada na plantação hidropônica da fazenda estudada segue o modelo NFT “Fluxo Laminar de Nutrientes” já explicado acima. O processo dar-se início no semeador onde ocorre a germinação (na sombra) da semente. Neste local é posto a vermiculita (substrato derivado de rocha) que passa por um processo de fermentação contribuindo para a germinação. Nessa etapa, a irrigação é realizada duas vezes ao dia 09h00minh da manhã e as 14h00minh da tarde e o processo da germinação ocorre em aproximadamente 5 dias. Após esse período a vermiculita é descartada em lugar indeterminado do referido local.

Após germinadas, as sementes seguem para o berçário, onde ficam 20 dias sendo irrigadas de 15 em 15 minutos num ciclo fechado de reaproveitamento de água (Figura 01). No berçário as plantas são alimentadas com nutrientes ricos em cálcio, potássio, sulfato de magnésio purificado, map, e alguns macronutrientes como nitrogênio. Todas essas substâncias são postas no reservatório (tanque), diluídas na água que vai para irrigação (passa 15min.) e volta novamente para o reservatório (passa 15min), realizando desse modo a reutilização da água em um ciclo contínuo.

Figura 01 – Berçário onde as plantas são irrigadas com nutrientes. Fazenda de Plantação Hidropônica, Mossoró – RN.



Fonte: Autores, 2012.

A água armazenada no reservatório utilizada para irrigar as plantações é proveniente da Adutora Jerônimo Rosado, essa água antes de chegar ao processo de irrigação tem seu pH medido de maneira a tornar-se própria para o cultivo hidropônico. Furlani et al., (1999) e Rodrigues (2002) chamam a atenção para a chegada do ponto em que a solução necessita ser substituída por razões fitossanitárias (presença de patógenos e algas e acúmulo de matéria orgânica) e nutricionais (desequilíbrios de nutrientes e acúmulo de íons tóxicos).

Todos os dias é adicionada uma nova quantidade de água no sentido de completar o tanque. Ao completar 15 dias a água do reservatório é trocada e é realizada a limpeza do Tanque. A fazenda de cultivo hidropônico de alface dispõe de sete reservatórios, onde um deles possui capacidade para armazenar 17 mil litros de água (Figura 02).

Figura 02 – Reservatório de Água (Tanque). Fazenda de Plantação Hidropônica, Mossoró – RN.



Fonte: Autores, 2012.

Do berçário as alfaces seguem com destino a mesa para finalizar seu desenvolvimento. Nesse local passam de 20 a 25 dias e depois são direcionadas para bancada agora pronta para serem colhidas, embaladas e vendidas. Sendo assim, o ciclo do cultivo hidropônico de alface tem duração de aproximadamente 45 dias.

Como geralmente a maioria dos tipos de produção são agredidas por pragas, com a plantação hidropônica de alface não é diferente. Na fazenda estudada o controle de pragas é realizado a partir da aplicação dos seguintes inseticidas Confidor, Mospilan, Trigard (Figura 03).

Figura 03 – Aplicação de Inseticida.
Fazenda de Plantação Hidropônica, Mossoró – RN.



Fonte: Autores, 2012.

A prática da produção hidropônica apresenta-se como mais uma alternativa de produção de alimentos, no entanto, apesar de ser considerada como uma produção sustentável por muitos pesquisadores foi constatado, a partir das observações *in loco,* que toda água utilizada para irrigar os cultivos, rica em nutrientes, é descartada no solo sem nenhuma forma de tratamento prévio, essa água contento todos esses agentes químicos infiltra, podendo chegar ao Rio Apodi-Mossoró, que se encontra a poucos metros da fazenda.

A solução nutritiva utilizada no cultivo hidropônico é considerada por Martinez e Silva Filho (1997) um dos aspectos essenciais na obtenção de produtos vegetais de alta qualidade, pois é através dela que os nutrientes previamente dissolvidos na água são postos à disposição das plantas, no entanto os referidos autores salientam que o seu mau uso pode acarretar sérios prejuízos para as plantas. Do mesmo modo Furlani et al. (1999) relatam que muitos cultivos hidropônicos não obtêm sucesso, sobretudo em função do

desconhecimento dos aspectos nutricionais desse sistema de produção o qual requer formulação e manejo adequados das soluções nutritivas.

Outro agravante trata-se de a fazenda situar-se em uma Área de Preservação Permanente – APP, uma vez que, conforme a Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012 em seu Art. 4º, inciso I e alínea a, considera-se APP, em zonas rurais ou urbanas as faixas marginais de qualquer curso d'água natural perene ou intermitente, excluídos os efêmeros, desde a borda da calha do leito regular, em largura mínima de 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura. Dessa maneira é possível inferir que a fazenda de cultivo hidripônico localiza-se em uma APP, que deveria terminantemente ser preservada por lei.

Diante do exposto é possível inferir que o cultivo de alface hidropônico na fazenda em questão, contribui diretamente para a poluição do rio, bem como para a aceleração do processo de eutrofização do mesmo, além desse fator, salienta-se ainda o uso de substâncias artificiais em detrimento de técnicas naturais de controle de pragas, não sendo considerada para este caso uma prática integralmente sustentável.

CONCLUSÃO

Embora muitos pesquisadores considerem a prática do cultivo hidropônico uma alternativa de produção sustentável em função dos inúmeros benefícios proporcionados, esta prática pode se mostrar insustentável do ponto de vista social, bem como ambiental, caso medidas ambientalmente adequadas não sejam tomadas, uma vez que o uso de agentes químicos nos cultivos pode vira comprometer a saúde humana e poluir os corpos de água superficiais e subterrâneos. Logo uma técnica tida como ecologicamente sustentável pode-se tornar uma importante fonte de poluição.

Nesse sentido, a atuação do órgão fiscalizador da cidade torna-se um fator preponderante na proteção do Rio que corta o município, no entanto, percebe-se que essa fiscalização vem sendo falha, tendo em vista que essa atividade já vem sendo desenvolvida na cidade há bastante tempo.

É necessário então que práticas de educação ambiental sejam difundias através dos meios de comunicação e pelas instituições de ensino para que dessa forma, as pessoas tenham acesso à informação e despertem para os problemas que determinadas atividades provocam no ambiente e na saúde humana. Nessa perspectiva, encontrando-se assegurados

do conhecimento, o cidadão pode cobrar e pressionar os órgãos competentes por melhorias socioambientais e por alimentos seguros.

REFERÊNCIAS

ALBERONI, R. D. B. **Hidroponia**: como instalar e manejar o plantio de hortaliças dispensando o uso do solo. Nobel, 2004.

BRASIL. Lei Nº 12.651, de 25 de Maio de 2012. **Diário Oficial da União**. Seção 1, p. 1.

FURLANI, P. R. **Instrução para o cultivo de hortaliça de folha pela técnica de hidroponia - NFT**. Campinas: Instituto Agronômico, 1998. (Documentos IAC, 168).

FURLANI, P. R.; CASTELLANE, P. D. Nutrição Mineral de Hortaliças: Preparo e manejo de soluções nutritivas. **Informe Agropecuário**, Belo Horizonte, v.20, 1999.

MARTINEZ, H. E. P.; SILVA FILHO, J. B. **Introdução ao cultivo hidropônico de plantas**. Viçosa: UFV, 1997.

OHSE, S.; DOURADO-NETO, D.; MANFRON, P. A.; SANTOS, O. S. Qualidade de cultivares de alface produzidos em hidroponia. **Scientia Agrícola**, Piracicaba, v.58, n. 1, 2001.

POTRICH, A. C. G.; PINHEIRO, R. R; SCHMIDT, D. **Enciclopédia Biosfera**, Centro Científico Conhecer, Goiânia, v.8, n.15, 2012.

RODRIGUES, L. R. F. **Técnicas de cultivo hidropônico e de controle ambiental, no manejo de pragas, doença e nutrição vegetal em ambiente protegido**. Jaboticabal, SP: Funep, 2002.

SANTOS, A.O.; RIBEIRO NETO, B.L.; ZWIRTES, D.S.; SILVA, R. B.; YONENAGA, W. H. Produção de alface hidropônica: uma abordagem pela dinâmica de sistemas. In: CONGRESSO BRASILEIRO DE SITEMAS, 2008. **Anais**... Centro Universitário de Franca, São Paulo, UNI-FACET, 2008.

STAFF, H. **Hidroponia**.2. ed.Cuiabá: SEBRAE/MT, 1998. (Coleção Agroindústria; v. 11).

YIN, Robert K. **Estudo de Caso**: planejamento e método. 2. ed. Porto Alegre: Bookman, 2001.

QUALIDADE DE SOLO IRRIGADO POR EFLUENTE TRATADO PELO BIOÁGUA FAMILIAR[1]

Fábio dos Santos Santiago[2]; Solange Aparecida Goularte Dombroski[3];
Felipe Tenório Jalfim[4]; Mariana Braga Nanes [5].

Resumo

A região Semiárida do Nordeste do Brasil é caracterizada por elevadas taxas de evapotranspiração e precipitação variada no tempo e no espaço. Nestas condições, a disponibilidade hídrica fica comprometida e se torna um dos fatores limitantes para o desenvolvimento da agricultura familiar. O reuso de água em residências rurais é fundamental na convivência com Semiárido. Neste sentido, o Projeto Dom Helder Camara/SDT/MDA – FIDA/GEF, em parceria com a UFERSA e a ONG ATOS, desenvolveu um sistema de reuso de água cinza tratada (efluente). Consiste num processo de filtragem por mecanismos biológicos e físicos, denominado Bioágua Familiar. Esta água é utilizada em quintais para produção de hortaliças de bases agroecológicas, através de irrigação por gotejamento. Foram realizadas amostragens de solo para verificação das propriedades químicas e presença de metais pesados em duas áreas irrigadas, município de Olho D'água do Borges-RN. Este trabalho avaliou a qualidade do solo em 2010 em canteiros irrigados com água de reuso tratada. As áreas em estudo não apresentaram tendência à salinidade e/ou sodicidade e nem contaminação por metais pesados que pudessem comprometer a qualidade do solo.

Palavras-chave: Agricultura Familiar; Reuso de água; Semiárido.

INTRODUÇÃO

A região Semiárida do Nordeste totaliza uma extensão territorial de 980.133,079 Km², onde reside uma população de 22.598.318 habitantes e representa aproximadamente 12% da

[1] Artigo Científico escrito para o 7º Encontro Internacional das Águas.
[2] Coordenador técnico Projeto Dom Helder Camara, Rua Doutor Silva Ferreira nº 122, Santo Amaro, Recife-PE. fabiosantiago@dom.gov.br
[3] Profª. Drª do Departamento de Ciências Ambientais e Tecnológicas, UFERSA, Mossoró- RN. solangedombroski@ufersa.edu.br
[4] Coordenador de Planejamento do PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira nº 122, Santo Amaro, Recife-PE. fjalfim@dom.gov.br
[5] Estagiária do PDHC. Rua Doutor Silva Ferreira nº 122, Santo Amaro, Recife-PE. mariana@dom.gov.br

população brasileira (MEDEIROS et al., 2012). O Semiárido brasileiro é um dos mais chuvosos do mundo e possui extrema variabilidade temporal e espacial de precipitação e elevadas taxas de precipitação. O limitado acesso à água compromete a garantia de produção de alimentos, gerando impactos negativos na saúde das famílias (NEVES et al., 2010). Portanto, alternativas que melhorem a disponibilidade e qualidade de água através de reuso são fundamentais para convivência com Semiárido e o desenvolvimento da agricultura familiar.

A escassez de chuvas aumenta o cuidado com o solo para evitar processo de salinização em regiões áridas e semiáridas. Em zonas de maior precipitação a solução aquosa do solo apresenta menor teor de sais e as frequentes precipitações os lixiviam por infiltração para o lençol freático. Em zonas semiáridas, o teor de sais no solo é mais elevado e a frequência das lixiviações pelas chuvas é bem menor (BRAGA et al., 2005).

Diante da realidade climática inerente à região Semiárida, o Projeto Dom Helder Camara/ Secretaria de Desenvolvimento Territorial/Ministério do Desenvolvimento Agrário – Fundo Internacional para o Desenvolvimento Agrícola/Fundo Global para o Meio Ambiente, em parceria com a Universidade Federal Rural do Semiárido (UFERSA) e a ONG ATOS, desenvolveu um Sistema Biológico de Reuso de Água Cinza, denominada de Bioágua Familiar. Para tanto, quatro residências rurais implantaram este sistema a partir de 2009.

Este trabalho tem como objetivo avaliar as propriedades químicas e presença de metais pesados de solos em canteiros irrigados com água cinza tratada (efluente) do Bioágua Familiar, em comunidade de agricultura familiar.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado em 2010 na Comunidade de São Geraldo, localizada no município de Olho D'água do Borges - RN. O clima da região é o semiárido quente BSh segundo Köppen, com chuvas de 400 a 600 mm.

O sistema Bioágua Familiar constitui-se em tanques de tratamento e reuso de água produzida nas residências rurais, com exceção do vaso sanitário. O efluente tratado segue por gravidade

até um tanque de reuso, onde é pressurizado por eletrobomba para irrigação por gotejamento. O sistema consiste em processo de filtragem por mecanismos biológicos e físicos. O tanque de tratamento é formado por camadas sobrepostas: húmus e minhocas (*Eisenia foetida*), filtragem biológico; enquanto a física por areia lavada, pó-de-serra; cascalhos e seixos. O tratamento biológico através das minhocas é responsável pela desintegração dos resíduos sólidos e orgânicos. As camadas de cascalho e seixo promovem o suporte e arejamento do sistema, assegurando a permeabilidade (SANTIAGO et al., 2012).

Foram selecionadas duas residências rurais, sendo uma denominada Bioágua Familiar I e a outra Bioágua Familiar III. Os sistemas entraram em funcionamento em 2009. Foram escolhidos dois canteiros (10 m x 1,0 m), um para cada sistema, para coletas de amostras simples de solo que resultaram em amostras compostas, nas profundidades 0-20 cm e 20-40 cm, totalizando três amostragens em 2010. Os canteiros foram irrigados por gotejamento na produção de hortaliças agroecológicas.

O monitoramento foi realizado dos seguintes parâmetros para avaliação da qualidade do solo: pH, Matéria Orgânica (MO), Fósforo, Sódio, Potássio, Cálcio, Magnésio, Capacidade de Troca de cátions (CTC), Saturação por Bases, Percentagem de Saturação de Sódio (PST) e Metais Pesados. A metodologia das análises foi segundo a EMBRAPA (1997). A classificação dos parâmetros foi de acordo EMATER (1979), MELLO (1983), RICHARDS (1954), EMBRAPA (1988) adaptado por CHAVES et al. (1998) e RESOLUÇÃO CONAMA nº 420/09.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta o tratamento estatístico das propriedades químicas de canteiros do Bioágua Familiar I. O pH médio do solo se aproximou da neutralidade, ou seja, 6,5. ALVAREZ et al. (1999) apud FREIRE (2006) consideram que o pH ideal dos solos deve ficar entre 5,5 a 6,5, de modo a não comprometer a disponibilidade de nutrientes. A MO se classificou como média, bem como a CTC nas profundidades 0-20 cm e 20-40 cm. A manutenção da MO é fundamental para o equilíbrio hidrossalino, principalmente pela maior retenção de umidade na superfície e ativação da biota do solo. A saturação por bases mostrou-se alta. Os teores de fósforo, potássio, cálcio e magnésio foram classificados como altos,

indicando a manutenção da fertilidade do solo. A PST do solo foi classificada como normal nas profundidades monitoradas, fundamental para mitigar os processos de salinidade e/ou salinidade. Altos níveis de PST podem causar redução do desenvolvimento da cultura, redução da produção devido a problemas nutricionais e deterioração da estrutura do solo (BATISTA et al., 1998). O coeficiente de variação de MO nas profundidades estudas foram altas, com valores maiores que 30 %, indicando alta variabilidade temporal.

Tabela 1. Tratamento estatístico de parâmetros observados em canteiro do Bioágua Familiar I.

Bioágua I (2010)												
Prof.		pH	MO	Fósforo	Sódio	Potássio	Cálcio	Magnésio	Soma de bases	C.T.C.	Saturação de bases	PST
			%	mg/dm3	mg/Kg	.....	.....	mmolc/dm³	.....	.....	%	%
0-20 cm	Média	6,45	1,90	38,50	250,60	4,35	85,00	27,50	116,60	126,10	92,50	0,97
	Desvio Padrão	0,07	0,85	13,44	65,68	1,34	14,14	6,36	6,79	4,67	2,12	0,25
	Coeficiente de Variação (%)	1,10	44,66	34,90	26,21	30,89	16,64	23,14	5,82	3,70	2,29	25,97
20-40 cm	Média	6,45	1,80	48,00	310,84	5,15	78,50	25,00	108,35	116,85	92,50	1,22
	Desvio Padrão	0,07	1,13	19,80	46,62	1,06	13,44	5,66	7,14	6,43	0,71	0,15
	Coeficiente de Variação (%)	1,10	62,85	41,25	15,00	20,60	17,11	22,63	6,59	5,51	0,76	12,32

Na Tabela 2 é possível observar que o pH classificou-se como praticamente neutro na camada de 0-20 cm e moderadamente ácido na camada inferior. O teor médio da MO de 0-20 cm foi médio, enquanto de 20-40 cm baixo. A CTC apresentou-se como média nas duas camadas e a saturação por bases alta. Os teores de cálcio e magnésio foram classificados como alto, enquanto o fósforo teve valor médio de teor. A PST do solo foi classificada como normal nas duas profundidades. O coeficiente de variação de canteiro do Bioágua I foi menor que o Bioágua III, inferindo uma menor oscilação da MO no período estudado.

Tabela 2. Tratamento estatístico de parâmetros analisados em canteiro do Bioágua Familiar III.

Bioágua III (2010)												
Prof.		pH	MO	Fósforo	Sódio	Potássio	Cálcio	Magnésio	Soma de bases	C.T.C.	Saturação de bases	PST
			%	mg/dm3	mg/Kg	.....	.....	mmolc/dm³	.....	.....	%	%
0-20 cm	Média	6,50	1,73	28,00	202,34	6,43	65,00	27,00	98,43	106,43	92,33	0,80
	Desvio Padrão	0,26	0,35	13,00	92,19	1,76	18,25	2,65	18,87	17,99	1,53	0,24
	Coeficiente de Variação (%)	4,07	20,26	46,43	45,56	27,38	28,07	9,80	19,17	16,90	1,65	29,81
20-40 cm	Média	6,20	1,33	16,00	195,86	3,77	50,00	15,00	68,77	78,43	87,67	1,25
	Desvio Padrão	0,17	0,15	14,73	85,36	1,10	7,94	11,27	3,10	5,31	3,21	0,44
	Coeficiente de Variação (%)	2,79	11,46	92,07	43,58	29,12	15,87	75,13	4,51	6,77	3,67	34,92

A Tabela 3 apresenta a relação entre as análises de presença de metais pesados e a resolução CONAMA nº 420/09, que dispõe sobre os critérios e valores orientadores de qualidade do solo quanto à presença de substâncias químicas e estabelece diretrizes para o gerenciamento ambiental de áreas contaminadas por essas substâncias em decorrência de atividades antrópicas. Contudo, apenas dois metais (Zinco e Boro) possuem parâmetro para análise na referida resolução. É possível observar que os teores de zinco e boro estão abaixo dos níveis de prevenção (concentração limite de substância no solo, tal que seja capaz de sustentar as suas funções principais) e, consequentemente, dos níveis de investigação (concentração de substância no solo ou na água subterrânea acima da qual existem riscos potenciais, diretos ou indiretos, à saúde humana) admitidos pela resolução CONAMA nº 420/09.

Tabela 3. Metais pesados em canteiros de acordo com a Resolução CONAMA nº 420/09.

Resolução CONAMA 420/09			Canteiro Bioágua I	Canteiro Bioágua III	Canteiro Bioágua I	Canteiro Bioágua III
Substância	Prevenção	Investigação agrícola	0-20 cm		20-40 cm	
Zinco (mg/Kg)	60	200	43,8	31,8	54,2	32,6
Boro (mg/Kg)	300	450	8,9	6,6	10,5	3,5

CONCLUSÃO

Não foi observada a tendência à salinização e/ou sodicidade do solo. Por outro lado, houve a manutenção da fertilidade do solo.

O reuso de água cinza tratada pelo sistema Bioágua Familiar não promoveu a entrada de metais pesados no solo que pudesse comprometer a sua qualidade.

REFERÊNCIAS

BATISTA, M. de J. et al. **Drenagem como instrumento de dessalinização e prevenção da salinização dos solos**. Brasília: SRH, 1998. 203p.

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental.** São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005. 2ª ed. 318p.

MEDEIROS, S. de S. et al. **Sinopse do Censo Demográfico para o Semiárido Brasileiro.** Campina Grande: INSA, 2012. 103p.

NEVES, R. S.; MEDEIROS, J. C. de A.; SILVEIRA, S. M. B.; MORAIS, C. M. M. Programa um milhão de cisternas: Guardando água para semear vida e colher cidadania. **Revista Agriculturas**, v. 7, n. 3, outubro de 2010. p. 7-11.

SANTIAGO, F. dos S. JALFIM, F. T.; DOMBROSKI, S. A. G.; GOMES-SILVA, N. C.; BLACKBURN, R. M.; SILVA, J. K. M da; NETO, L. M.; VALENÇA, J. R. de F.; NANES, M. B.; RIBEIRO, G. A. **Bioágua Familiar Reuso de água cinza para a produção de alimentos no Semiárido.** Recife, PE, Projeto Dom Helder Camara 2012, 20 p.

FREIRE, F. M. Cultivo do Sorgo. **Embrapa Milho e Sorgo**. Sistemas de Produção, 2 ISSN 1679-012X Versão Eletrônica - 2ª edição. Dez/2006. Disponível em: http://sistemasdeproducao.cnptia.embrapa.br/FontesHTML/Sorgo/CultivodoSorgo_2ed/solos_interpreta.htm Acesso em: 25/02/2013.

IMPACTOS AMBIENTAIS NA ECOLOGIA DE PEIXES E NOS PROCESSOS ECOLÓGICOS DA PRAIA DE JAGUARIBE, PERNAMBUCO, BRASIL

Fabrício Ângelo Gabriel[1] & Jacqueline Santos Silva-Cavalcanti[2]

[1] Discente do curso de Bacharelado em Ciências Biológicas pela Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Fazenda Saco, s/n.- Caixa Postal 063, CEP 56900-000, Serra Talhada-PE, fabricio-uni@hotmail.com

[2] Professora Adjunta I na Universidade Federal Rural de Pernambuco, Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Fazenda Saco, s/n.- Caixa Postal 063, CEP 56900-000, Serra Talhada-PE, jacque_ss@hotmail.com

Resumo

O crescimento acelerado no número de pescadores e da população vem acarretando problemas secundários impactantes causados pela exploração antrópica. No entanto, os recursos pesqueiros garante a sobrevivência da maioria das famílias e possibilita investimentos no desenvolvimento local. O trabalho tem como finalidade apresentar a percepção dos pescadores sobre os impactos ambientais na ecologia de peixes e nos processos ecológicos da praia de Jaguaribe, Pernambuco. Foram realizadas entrevistas com questionários semi-estruturados com 22 pescadores da região. Os entrevistados mencionaram que a maioria das espécies antes abundantes no ambiente vêm sofrendo decréscimo nos últimos anos pela alta demanda de novos pescadores (n=9), pelo excesso de pesca (n=3), pela captura de peixes jovens (n=2) e em reprodução (n=2), utensílios abandonados pelos pescadores no mar (n=2) e a destruição do seu habitat (n=2). O aumento da população local e no número de turistas faz com que o lixo em maior quantidade traga transtornos tanto para os pescadores como para os processos ecológicos da praia de Jaguaribe. Os resultados ressaltam a importância de estudos sobre o conhecimento da ecologia de peixes que vem sendo minimizado e como complemento a estudos nos processos ecológicos do local, visando à resolução de conflitos ambientais em ecossistemas costeiros.

Palavras-chave: Pesca, nordeste do Brasil, poluição.

INTRODUÇÃO

A pesca é considerada uma atividade que possui grande relevância econômica e social no litoral de Pernambuco que possui 187 km de extensão, abrigando um ecossistema rico em manguezais e recifes costeiros, aos quais estão associadas a inúmeros organismos de importância econômica (SOUZA, 2008). No entanto, a ação do homem fez com que sua relação com o meio ambiente se tornasse imperfeita, caracterizada por uma mistura de uso e conservação, variando com os critérios adotados por cada comunidade e seus mitos (OLIVEIRA, 2009).

O uso brutal da natureza é decorrente à capacidade do homem de exercer um domínio sobre a fauna e a flora terrestres e aquáticas, sendo recursos utilizados arbitrariamente sem determinados métodos de captura dos organimos (peixes, crustáceos e moluscos) provocando alterações no sistema ecológico natural (BRANDÃO, 2007; SILVA, 2007). De fato, essas alterações que ameaçam os sistemas costeiros, decorrem também no crescente número populacional na ocupação de locais impróprios para moradia, causando transtornos tanto para a comunidade pesqueira, como para ecologia dos ecossistemas marinhos com a produção de lixo (KENNISH, 1997; IVAR DO SUL, 2005).

Pela beleza da área estudada, valor histórico e proximidade da Capital do Estado a área apresenta grande potencial turístico (LIRA & TEIXEIRA, 2008) podendo aumentar a poluição e consequentemente a destruição desse local. Ocorrendo a diminuição desses recursos no ambiente marinho, pode ocasionar desentendimentos por parte dos pescadores em que a renda bruta depende necessariamente desses organismos para sua sobrevivência.

Dessa forma, os ambientes naturais vêm sendo alvo de estudos onde a sociedade e o meio ambiente são discutidos diretamente, em que a relação estabelecida entre eles se torna ponto de referência na modificação do território por influência de costumes e técnicas (LA BLACHE, 1954; EL-DEIR, 1999).

Assim, o presente trabalho teve por finalidade apresentar a percepção dos pescadores sobre os impactos ambientais na ecologia de peixes e nos processos ecológicos da praia de Jaguaribe, litoral norte do Pernambuco, com o propósito de conhecer as relações existentes entre eles e os espaços naturais existentes no local.

MATERIAL E MÉTODOS

1. ÁREA DE ESTUDO

A pesquisa foi desenvolvida na praia de Jaguaribe na Ilha de Itamaracá a 50 km de Recife situada no litoral norte de Pernambuco. Estando localizada na zona litoral e zona da mata, a área é constituída por clima tropical e a temperatura do ar mostra máxima de 34ºC e com a mínima de 20ºC, com uma média de 27ºC podendo variar durante o ano (ANDRADE & LINS, 1971). Possui uma repartição do seu regime sazonal com estação chuvosa de março a agosto e seca de setembro a fevereiro. A vila de pescadores fica localizada na praia de Jaguaribe (Figura 1), logo considerada uma importante área de pesca, sendo os recursos marinhos utilizados para a pesca artesanal e comercial que garante o fluxo econômico da região (LIMA & TEIXEIRA, 2008).

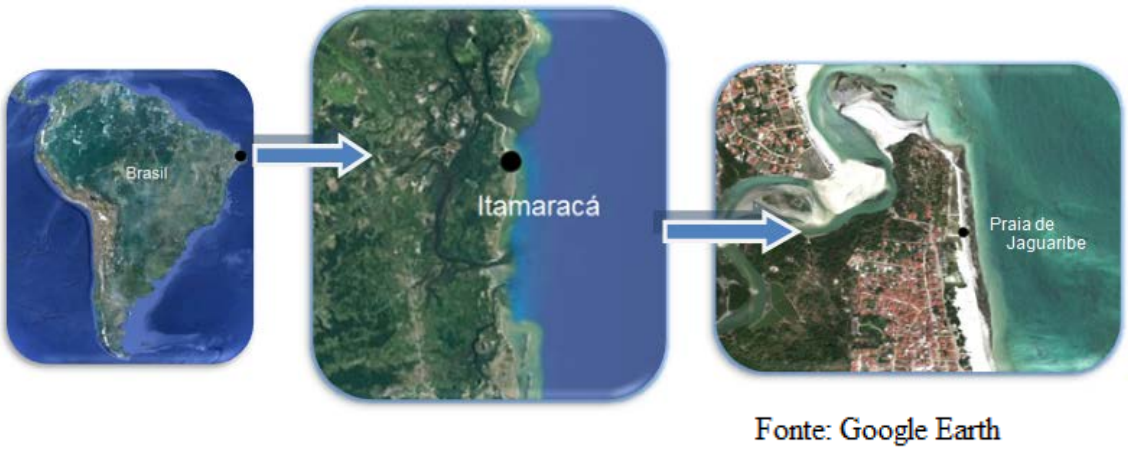


Figura 1. Mapa da ilha de Itamaracá, Pernambuco, com a indicação do local de coleta na praia de Jaguaribe (•)

2. COLETA DE DADOS

Esta pesquisa foi realizada com uma comunidade de 22 pescadores, residentes nas margens da praia de Jaguaribe. Os dados foram coletados por meio de entrevistas com os moradores através de questionários semi-estruturados, aplicados *in loco* do instrumento de pesquisas. A composição dos questionários se baseou na composição nas temáticas ambientais e mudanças na área nos últimos anos onde se tratava de impactos ambientais na ecologia de peixes e no ambiente. As entrevistas eram

realizadas individualmente preservando o discurso do entrevistado. Os dados foram tabulados e analisados através do software Excel.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os entrevistados foram todos do sexo masculino e que residem na praia de Jaguaribe sendo seu principal meio de trabalho a pesca. Em sua maioria obtinham idade entre 20 e 30 anos (36%), sendo as idades de 51 a 60 e 61 a 70 representaram 14% dos entrevistados, 41 a 50 (9%) e acima de 71 anos de idade no total de 4%.

Dos pescadores entrevistados, 16 (73%) declaram que houve mudança na quantidade de peixes na praia de Jaguaribe. Os principais motivos citados para essa diminuição foram o aumento de pescadores e o excesso da pesca na área (Tabela 1), seguido por construção de currais (n=3), captura de peixes jovens (n=2) bem como no período de reprodução. Outros fatores citados foram as armadilhas e redes abandonadas por outros pescadores fazendo com que houvesse a destruição do habitat dos organismos.

Tabela 1: Categorias gerais sobre os motivos que afetaram a ecologia de peixes mencionados pelos entrevistados (n=22) no decorrer dos anos na praia de Jaguaribe, ilha de Itamaracá, Pernambuco.

Variável	Categoria[a]	Número de Citações
Motivos	Excesso de Pesca	4
	Aumento de Pescadores	9
	Construção de Currais	3
	Captura de Peixes Jovens	2
	Capturas de Peixes em Reprodução	2
	Armadilhas e Redes Abandonadas	2
	Destruição do Habitat	2
	Não mencionaram	6
Total		**30**

[a] Categorias não-excludentes (o mesmo entrevistado pode citar mais de um motivo).

Dos 22 entrevistados, 18 mencionaram que houve mudanças no meio ambiente e consequentemente os processos ecológicos foram afetados. Quanto aos motivos que afetaram esses processos ecológicos do ambiente da praia de Jaguaribe o principal foi o aumento da poluição com lançamento de produtos descartáveis (n=6). Atividade

turística na praia e a construção de currais também foram mencionadas como fatores que afetam o meio. No entanto, a construção de casas e indústrias próximas a praia e a evolução dos equipamentos utilizados na pesca também foram citados (Tabela 2). O turismo mencionado como fator de poluição nos processos ecológicos foi citado também por um entrevistado como parte fundamental para o desenvolvimento da região no aumento da economia local.

Tabela 2: Hipóteses gerais sobre os motivos que afetaram os processos ecológicos, mencionados pelos entrevistados (n=18), do ambiente da praia de Jaguaribe, ilha de Itamaracá, Pernambuco.

Hipóteses[a]	**Número de Citações**
Aumento da Poluição	6
Atividade Turística na Praia	3
Construção de Currais	3
Construção de Casas e Indústrias Perto da Praia	2
Equipamentos Tecnológicos	2
Não Mencionaram	2
Total	**18**

[a] Categorias não-excludentes (o mesmo entrevistado pode citar mais de uma hipótese).

Os entrevistados em nosso estudo mencionaram impactos referentes a sobrepesca. Entretanto JOHANNES et al. (2000), considera que na maioria das vezes essa prática passam sem que não haja interferência de autoridades. Quanto à diminuição de peixes um dos principais motivos foi o excesso da pesca que foi também citado na pesquisa de PORCHER et al. (2010). Na pesquisa de CARVALHO & MEDEIROS (2008) houve diminuição mas não foi citado o fator decorrente. Para EL-DEIR (1999) além da diminuição da quantidade do pescado, pescadores alertam as alterações no tamanho e ainda reforça que esses impactos são decorrentes ao derrame de lixo doméstico e industrial e práticas criminosas de pesca.

Os impactos ambientais são muito repercutidos em áreas costeiras, trazendo sérios problemas e transtornos, muitas vezes nossa assimilação com a natureza não é capaz de sintetizar esses prejuízos, no entanto, é exercido pressões no meio ambiente causando vários impactos negativos. Em escala mundial, os estoques pesqueiros vêm sendo sobre-explorados, sendo de grande importância o desenvolvimento de práticas sustentáveis de manejo (FREITAS, 2009).

A atividade turística citada pelos entrevistados traz consigo pontos positivos e negativos. O aumento dessa atividade faz com que a economia da região cresça e a pesca seja recompensada pelo valor financeiro, desde que, essa prática siga linhas do sistema pesqueiro e do planejamento turístico visando a preservação da área (CIOMMO, 2007). Além disso, CIOMMO (2007) ainda ressalta que o turismo pode acarretar na contribuição de ofertas de trabalho e o interesse em preservação, processo benéfico para a população local.

No entanto, o presente estudo relatou a influência do turismo responsável pela maioria do lixo, ou seja, uma fonte de poluição que trás consigo efeitos negativos na ecologia de peixes e para o meio ambiente, assim relatada também por IVAR DO SUL (2005). A busca desordenada de áreas litorâneas por turistas fez com que a infraestrutura desses locais não acompanhasse a crescente poluição com efluentes domésticos (CIOMMO, 2007).

CONCLUSÃO

Uma das principais contribuições do presente estudo são as hipóteses levantadas pelos próprios moradores da praia de Jaguaribe sendo a consequência das reações negativas tanto para a atividade pesqueira que é afetada pela minimização dos organismos marinhos por consequência de ações antrópicas, quanto para o meio ambiente que é destruído também pela ação do homem.

Tais hipóteses podem, inclusive, se aplicar a diversas outras praias e comunidades pesqueiras, bem como a ecossistemas similares no Brasil e em outras regiões costeiras do mundo. Apesar da grande destruição e exploração desses ecossistemas, trabalhos informativos com dados de captura de esforço não são frequentes para costa brasileira.

Iniciativas devem ser tomadas por educação ambiental, por ação educativa. Trabalhos devem ser realizados como informativos para as comunidades para que as consequências não sejam simplesmente decorrentes a uma ordenação de leis ou normas, mas sim, atitudes com aspectos positivos em relação aos recursos naturais.

AGRADECIMENTOS

Aos pescadores da praia de Jaguaribe, pela essencial colaboração com as entrevistas e informações fornecidas.

REFERÊNCIAS

ANDRADE , G. O. & LINS, R. C. Os climas do Nordeste. In: Lima, A. K. F. & Teixeira, S. F. Ictiofauna da praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco. **Iheringia**, Sér. Zoo., Porto Alegre, 98(4):475-480, 2008.

BRANDÃO, C. M. M. Fragmentos urbanos: a cidade na visão do artista. **Revista Brasileira de Educação Ambiental**, Brasília, n. 2, p. 21-30, 2007.

CARVALHO, A. R. & MEDEIROS, E. R. Levantamento socioeconômico e da composição de espécies entre os turistas que praticam a pesca recreativa no Rio Araguaia, região de Aruanã (GO). **Revista Saúde e Ambiente**, v.6, n. 2, 2005.

CIOMMO, R. C. Pescadoras e Pescadores: A questão da equidade de gênero em uma reserva extrativista marinha. **Ambiente e Sociedade**, Campinas, v. X, n. 1, p. 151-163, 2007.

EL-DEIR, S. G. Gestão Ambiental; I – **Percepção Ambiental e Caracterização Sócio-Econômica e Cultural da Comunidade de Vila Velha, Itamaracá – PE (Brasil)**. Trab. Oceanog. Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 24(1): 175-185, 1999.

JOHANNES, R. E.; FREEMAN, M. M. M. & HAMILTON, R. J. Ignore fishers knowledge and miss the boat. In: Porcher, L. C. F.; Poester, G. Lopes, M. Schonhofen, P. & Silvano, R. A. M. **Percepção dos moradores sobre os impactos ambientais e as mudanças na pesca em uma lagoa costeira do litoral Sul do Brasil**. Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 36(1): 61-72, 2010.

KENNISH, M. J. Practical Handbook of Estuarine and Marine Polluttion. In: Sul, J. A. I. do. **Lixo Marinho na Área de Desova de Tartarugas Marinhas do Litoral Norte da Bahia: consequências para o meio ambiente e moradores locais**. Monografia (Graduação em Oceanologia) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2005.

LA BLECHE, P. V. de. **Princípios de geografia humana. In: Silva, C. N. A percepção territorial-ambiental em zonas de pesca**. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Ciências Humanas, Belém, v. 2, n. 3, p. 25-32, set/dez. 2007.

LIRA, A. K. F. & TEIXEIRA, S. F. Ictiofauna da Praia de Jaguaribe, Itamaracá, Pernambuco.**Ilheringia**, Sér. Zool., Porto Alegre, 98(4):475-480, 2008.

OLIVEIRA, T. Z. **Impactos Ambientais sobre os peixes de córregos e Percepção Ambiental da População Humana na Faz. Tanguro – Bacia do Rio Xingu – MT**. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais) – Universidade do Estado de Mato Grosso, Cáceres, 2009.

PORCHER, L. C. F.; POESTER, G. LOPES, M. SCHONHOFEN, P. & SILVANO, R. A. M. **Percepção dos moradores sobre os impactos ambientais e as mudanças na pesca emu ma lagoa costeira do litoral Sul do Brasil.** Bol. Inst. Pesca, São Paulo, 36(1): 61-72, 2010.

SILVA, T. R. **Geograficidade, Percepção e Saberes Tradicionais dos Pescadores do Lago Guaíba, Porto Alegre, RS**. Dissertação (Mestrado em Geografia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, 2007.

SOUZA, M. M. C. A. **Pesca, Reprodução e Alimentação da Biquara (Haemulon plumieri, Lacépède, 1801), na Costa Central do Estado de Pernambuco**. Dissertação (Mestrado em Recursos Pesqueiros e Aqüicultura) – Universidade Federal Rural de Pernambuco, Recife, 2008.

IVAR DO SUL, J. A. **Lixo Marinho na Área de Desova de Tartarugas Marinhas do Litoral Norte da Bahia: consequências para o meio ambiente e moradores locais**. Monografia (Graduação em Oceanologia) – Fundação Universidade Federal do Rio Grande, Rio Grande, 2005.

DIMENSIONAMENTO DE CÂMARA DE FAD PARA TRATAMENTO DE ÁGUAS OLEOSAS

[A] Resultados Parciais do Mestrado (UNICAP). Financiamento: FACEPE, TERMOPE.

Fernanda Cristina Padilha da Rocha e Silva[1]; Nathália Maria Padilha da Rocha e Silva[2]; Alex Elton de Moura[3]; Leonie Asfora Sarubbo[4]; Valdemir Alexandre do Santos[4]

[1] Mestranda em Desenvolvimento de Processos Ambientais, UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia. [CEP: 51.021-040, padilha.nanda@gmail.com]. Bolsista FACEPE. [2]Graduanda em Engenharia Ambiental, UNICAP e Centro de Ciências e Tecnologia. Voluntária PIBIC/UNICAP. [3]Mestrando em Ciências Nucleares, UFPE. [4] Professores e Pesquisadores do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP.

Resumo

Foi desenvolvido um modelo de dimensionamento para câmaras de flotação por ar dissolvido (FAD) para tratamento de águas oleosas, com base na cinética de primeira ordem proposta na literatura para o processo e na analogia de semelhanças entre este e os reatores de mistura perfeita (*CSTRs - Continuous Stired Tank Reactor*). A técnica de FAD baseia-se na separação de partículas sólidas e/ou líquidas de uma fase líquida, através da utilização de bolhas de gás, com aderência das partículas às superfícies dessas bolhas, reduzindo a densidade dessas partículas, provocando a flotação, para que sejam devidamente coletadas após atingirem uma determinada concentração em forma de espuma. Contudo, a dificuldade para se dimensionar essas câmaras reside na ausência de critérios de dimensionamento para câmaras de interação entre as microbolhas e o material a ser flotado. A adoção de uma analogia com base em um reator do tipo CSTR, associada a uma cinética de primeira ordem, permitiu simulações para uma câmara de FAD com 10 litros de volume. As simulações foram realizadas para razões de reciclos de 20% a 140%, observando-se as respectivas conversões que vare para conversões entre 75% e 98%, na recuperação de águas oleosas com concentração de óleo da ordem de 800ppm.

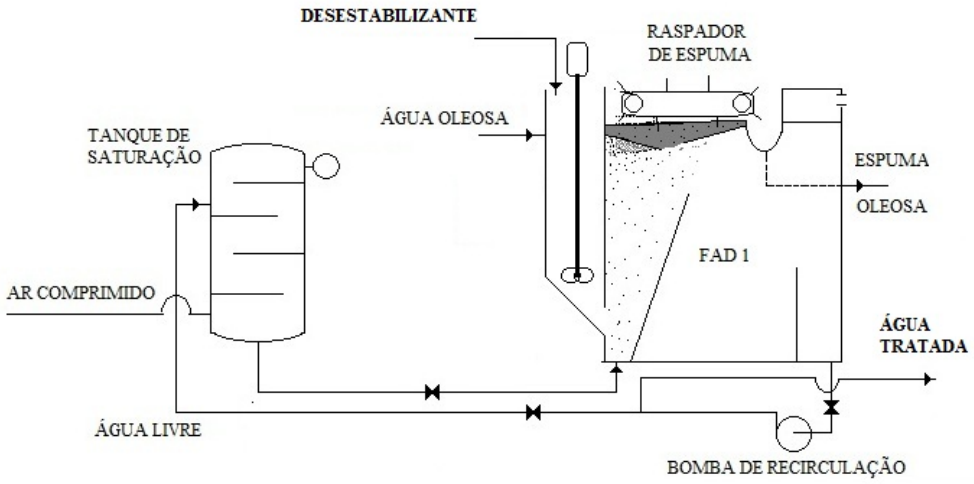
Palavras-chave: Microbolhas; Constante cinética; Separação líquido-líquido.

INTRODUÇÃO

A flotação por ar dissolvido (FAD) pode ser definida como um processo de separação de partículas (solida ou liquida) via adesão de bolhas de ar. A união partícula – bolha passa a apresentar uma densidade menor que a do meio aquoso e flutua (levita) ate a superfície da célula de flotação (ou interface líquido/ar) de onde as partículas são removidas (RUBIO; SOUZA; SMITH, 2002). Numa instalação experimental de FAD (Figura 1), o ar é dissolvido em água num saturador sob pressão (2-5 kgf/cm²). Quando a água saturada com ar é injetada a pressão atmosférica na célula de flotação, o ar em excesso é liberado sob a forma de microbolhas (30-100 μm), as quais aderem à fase em suspensão promovendo a flotação, através de uma terceira fase formada em forma de

espuma (ar + partículas). Uma bomba de recirculação permite a descarga de parte da água que recebeu o referido tratamento e recirculação da outra parte, para realimentação do tanque de saturação do afluente a ser saturado, com ar comprimido.

Figura 1 - Esquema com câmara de FAD na separação água-óleo



A flotação de partículas depende do tipo de superfície da matéria particulada (COUTO; MELO; MASSARANI, 2002). Testes de laboratório e em plantas piloto são usualmente realizados para verificar os critérios de projeto. Os fatores que devem ser considerados no projeto de unidades de flotação incluem a concentração do material particulado (diâmetro médio das gotículas de óleo, neste caso), quantidade de ar usado, velocidade de ascensão das microbolhas, entre outros.

O conhecimento da lei cinética no processo de flotação é uma característica importante, uma vez que pode ajudar a determinar a eficiência do mesmo, bem como auxilia a estabelecer as equações de projeto e, consequentemente, necessárias ao *scale-up* do equipamento.

MATERIAL E MÉTODOS

Numa abordagem mais simples e, frequentemente mais utilizada, a flotação é comparada a uma reação química do seguinte tipo:

$$aX(\text{partículas}) + bY(\text{bolhas}) \xrightarrow{k} cZ(\text{agregado flotável}) \qquad (1)$$

Em que a velocidade de consumo de partículas (ou gotas de óleo) pela flotação, para uma reação de ordem n é dada pela seguinte equação (COUTO; MELO; MASSARANI, 2002):

$$\frac{d(C \cdot V)}{dt} = -k \cdot V \cdot C^{n} \qquad (2)$$

Em que C é a concentração de partículas na câmara de flotação, V é o volume da câmara de flotação, k é a constante cinética do processo de remoção e n é a ordem da reação, determinada como igual à unidade.

Para operação em regime contínuo a seguinte equação deve ser utilizada:

$$\frac{dC(t)}{dt} = \frac{Q_a \cdot C_a}{V_{ic}} - \frac{Q_s \cdot C(t)}{V_{ic}} - k \cdot C(t)^{n} \qquad (3)$$

Com, $t = t_{ic}, \quad C(t_{ic}) = C_{ic}$
$Q_s = Q_{LS} + Q_a, \quad V_{ic} = V_0 \cdot t_{ic}$

Em que C_a e Q_s são a concentração e a vazão de alimentação e V(t) é a variação no volume do tanque com o tempo durante a operação em batelada. A operação em batelada alimentada termina no tempo t_{ic}, quando a operação em regime contínuo é iniciado. Neste momento o tanque de flotação tem uma concentração C_{ic} e um volume V_{ic}. O efluente tratado sai a uma vazão de Q_s, constante igual à soma da alimentação e do líquido saturado por ar. Para cada corrida experimental, C_a, V_0, Q_{LS}, Q_a, V_{ic} e C_{ic} permanecem constantes.

O desempenho de uma flotação por ar dissolvido depende primariamente da relação entre o volume de ar e massa de material a ser flotado (A/S) necessária para atingir um dado grau de clarificação. Esta razão vai variar com cada tipo de suspensão e pode ser determinada experimentalmente usando uma célula de flotação em escala de laboratório. Razões A/S típicas encontradas no abrandamento de lodo em plantas de tratamento de efluentes variam de 0,005 a 0,060.

As equações que permitem dimensionar os sistemas de flotação por ar dissolvido sem e com reciclo (AL-SHAMRANI; JAMES; XIAO, 2002).

Sem reciclo:

$$\frac{A}{S} = \frac{1{,}3 \cdot S_a \cdot (f \cdot P - 1)}{X_0} \quad (4)$$

Em que:

S_a - solubilidade do ar em água, em cm^3/L de água residuária à pressão atmosférica; f - fração de ar dissolvido, considerando-se a saturação incompleta (valores entre 0,5 e 0,8); P - pressão de funcionamento em atmosfera; C_{A0} - concentração de material a ser flotado na água residuária.

E com reciclo:

$$\frac{A}{S} = \frac{R}{Q}\frac{1{,}3 \cdot S_a \cdot (f \cdot P - 1)}{C_{A0}} \quad (5)$$

Em que:

R - razão de recirculação, -

Q - vazão afluente, m^3/s

Valores de S_a disponíveis na literatura conforme a temperatura de trabalho são: 29,2 (0°C); 22,8 (10°C); 18,7 (20°C); 15,7 (30°C).

De acordo com o balanço de massa em uma câmara de flotação, seja:

M_{AC} - taxa de acúmulo de material a ser flotado; M_E - taxa de entrada de material a ser flotado; M_F - taxa de formação do material a ser flotado; M_S - taxa de saída do material a ser flotado; M_C - taxa de consumo, por flotação, do material flotado.

Tem-se então:

$$M_{AC} = (M_E + M_F) - (M_S + M_C) \quad (6)$$

Ou seja,

$$F_A = F_{A0} - kC_A V \quad (7)$$

E como o volume pode ser considerado constante,

$$V = \frac{Q_0 \cdot (C_{A0} - C_A)}{k \cdot C_A} \quad (8)$$

Em que $F_{A0} = C_{A0} \cdot Q_0$ e:

F_{A0} e C_{A0} - fluxo e concentração do material a ser flotado, na alimentação, respectivamente, mols/s e $mols/m^3$;

F_A e C_A - fluxo e concentração de material a ser flotado na saída da câmara de flotação, mols/s e mols/m^3

k - constante de velocidade do processo de flotação; s^{-1}

Q_0 - vazão de alimentação, m^3/s.

Como o processo empregado possui reciclo, ficando a vazão de material a ser processado através da câmara de FAD, representada pela equação a seguir:

$$Q_0 = \frac{R}{(A/S)} \frac{1{,}3 \cdot S_a \cdot (f \cdot P - 1)}{C_{A0}} \qquad (9)$$

Introduzindo-se a Equação (9) na Equação (8), tem-se:

$$V = \frac{R}{\left(\frac{A}{S}\right)} \left[\frac{1{,}3 \cdot S_a \cdot (f \cdot P - 1)}{C_{A0}}\right] \frac{(C_{A0} - C_A)}{k \cdot C_A} \qquad (11)$$

Como $\frac{C_{A0} - C_A}{C_{A0}}$ representa a conversão para a flotação (X_A) e $C_A = C_{A0} \cdot (1 - X_A)$, a Equação (11), que estima o volume para a câmara de flotação, pode ser rescrita finalmente como:

$$V = \frac{R}{\left(\frac{A}{S}\right)} \left[\frac{1{,}3 \cdot S_a \cdot (f \cdot P - 1)}{k \cdot C_{A0}}\right] \frac{X_A}{(1 - XA)} \qquad (12)$$

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Equação (12) foi utilizada para simular e ajustar os parâmetros a valores da concentração do material flotado para uma determinada concentração de alimentação (utilizada em ppm). Utilizou-se para isso a ferramenta Solver da Planilha eletrônica Excel (BURG, 2006). O programa computacional permitiu observações da relação à conversão (X_A) como função da razão de Reciclo (R) e apresenta esses dados na Figura 2.

Os dados utilizados na simulação foram para uma câmara de flotação de volume de 0,1m^3; A/S igual a 0,008; Sa igual a 15,7mg/L; P igual a 4 atm; teor de óleo na

alimentação de 800ppm e; constante cinética (k) igual a $0{,}0015 s^{-1}$ (COUTO; MELO; MASSARANI, 2002).

Observa-se na Figura 2 que com a redução da razão de reciclo existe um aumento da conversão no processo, obedecendo a uma equação matemática ou modelo polinomial de previsão:

$$X_A = 0{,}9955 - 0{,}2195 \cdot R + 0{,}0313 \cdot R^2 \qquad (13)$$

com uma variância explicada de 99,8%, isto é, um modelo que pode explicar praticamente a variabilidade existente no fenômeno estudado, no intervalo de condições operacionais em que foi realizada a simulação.

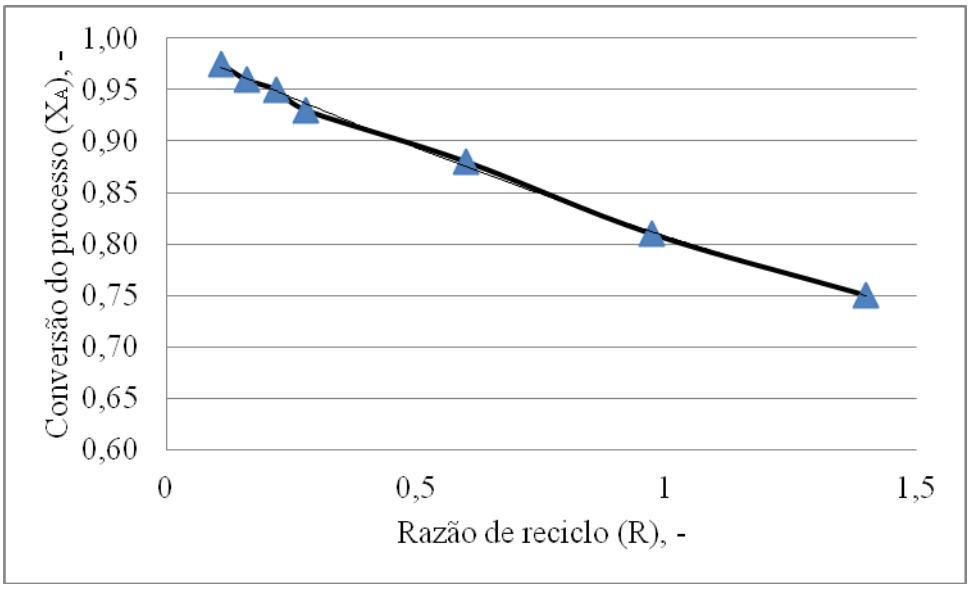


Figura 2 - Comportamento da conversão em um processo de desenvolvido FAD em função da razão de reciclo

CONCLUSÃO

O modelo de simulação desenvolvido por esse trabalho, com base na analogia dos reatores tipo CSTR, apresentou-se como uma ferramenta necessária ao estudo de importantes parâmetros para o processo de flotação por ar dissolvido (FAD). Outros parâmetros como a relação entre o volume de ar e massa do óleo a ser flotado (A/S) e a

pressão de saturação também podem ter seus valores numéricos investigados com auxílio de dados experimentais e do modelos proposto.

REFERÊNCIAS

AL-SHAMRANI, A.A.; JAMES, A.; XIAO, H. Separation of oil from water by dissolved air flotation**. Colloids and Surfaces A: Physicochemical and Engineering Aspects**. Volume 209, Issue 1, 4 September 2002, Pages 15–26.

BOURG, D.M. **Excel Scientific and Engineering**. 1. ed. USA: O'Reilly, 2006.

COUTO, H.J.B.; MELO, M..V.; MASSARANI, G. Tratamento de Efluentes da Indústria Láctea Através da Flotação por Ar Dissolvido, Proceedings of XXX ENEMP – Congresso Brasileiro de Sistemas Particulados, São Carlos-SP, October, 9 p (2002).

FOGLER, H.S. **Elements of Chemical Reaction Engineering**. International Edition. New York: Prentice Hall, 2008.

RUBIO, J.; SOUZA, M. L.; SMITH, R. W. "Overview of Flotation as a Wastewater Treatment Technique". **Minerals Engineering** 15 (2002), 139-155.

REMOÇÃO DE ÍONS DE Cu^{2+} ATRAVÉS DE BIOMASSA RESIDUAL

Flávia Garrett Azevedo[1], Josemar Guerra de Andrade Câmara[2], Joelma Morais Ferreira[3], Maurício Alves da Motta Sobrinho[4]

[1] Bolsista de doutorado do programa de pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco - Cidade Universitária – 50740-521 - Recife - Pernambuco – Brasil - Tel.: (81) 2126-7267 - email: flaviagarrett@bol.com.br
[2] Bolsista de doutorado do programa de pós-graduação em Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco - Cidade Universitária – 50740-521 - Recife - Pernambuco – Brasil - Tel.: (81) 2126-7267 - email: josemar_camara@yahoo.com.br
[3] Bolsista de pós - doutorado do programa nacional de pós-doutorado (PNPD/CAPES)- Departamento de Engenharia Química - Universidade Federal de Pernambuco - Cidade Universitária – 50740-521 - Recife - Pernambuco – Brasil - Tel.: (81) 2126-7267 - email: joelma@ufpe.br
[4]Professor Adjunto do Departamento de Engenharia Química da Universidade Federal de Pernambuco - Cidade Universitária – 50740-521 - Recife - Pernambuco – Brasil - Tel.: (81) 2126-7268 - email: mottas@ufpe.br

Resumo: Neste trabalho estudou-se o aproveitando de um resíduo industrial, a levedura *Saccharomyces carlsbergensis* em processos de sorção do íon metálico cobre presente em efluentes líquidos. As leveduras oriundas do processo de fabricação de bebidas foram submetidas a uma série de tratamentos (secagem, tamisação e armazenagem) de modo a adquirir certas condições consideradas importantes para a biossorção. Soluções de Cobre foram preparadas a partir da dissolução de soluções padrões e tamponadas a pH 4,5, 6,0 e 7,5. Um planejamento experimental 2^3 acrescido de ponto centrais foi realizado de modo a otimizar o processo adsortivo. Os experimentos foram conduzidos em batelada utilizando as melhores condições encontradas através da técnica de planejamento fatorial, pH 4,5 e velocidade de agitação 60rpm. A observação do comportamento cinético da adsorção do Cu^{2+} sobre a levedura resultou na determinação de um tempo de 90 min para garantir o total equilíbrio. Comparando-se os valores dos coeficientes de correlação linear dos modelos estudados, verificou-se que o processo de adsorção foi melhor descrito pelo modelo de isoterma de Freundlich. A capacidade máxima de bioadsorção do Cu^{2+} pela levedura foi igual a 19,76 $mg.g^{-1}$.

Palavras-chave: Adsorção, *Saccharomyces carlsbergensis,* íons metálicos

INTRODUÇÃO

O aumento significativo nas concentrações de diferentes íons metálicos presentes em efluentes industriais representa uma importante fonte de contaminação dos corpos aquáticos, principalmente quando consideramos que tais íons podem ser disseminados via cadeia alimentar. Os efeitos observados dos íons metálicos quando presentes em efluentes industriais, mesmo em pequenas concentrações, podem ser os mais diversos

possíveis, desde a alteração da estrutura molecular de proteínas até o crescimento desordenado de uma célula, o que poderá provocar o desenvolvimento de graves doenças como o câncer. Vários métodos têm sido amplamente utilizados para remoção desses contaminantes presentes em efluentes industriais, no entanto muitos destes tornam-se inviáveis devido os elevados custos empregados (Tagliaferro *et al.*, 2011). Desta forma, muitas pesquisas têm sido dirigidas na busca de processos e materiais alternativos de baixo custo, que removam os elementos metálicos do meio aquoso. O interesse pelo estudo da adsorção para o tratamento de efluentes contendo íons metálicos vem aumentando cada vez mais (Vasconcelos *et al*., 2008).

Alguns grupos de leveduras apresentam em sua constituição proteínas que regulam a bioacumulação celular dos íons metálicos, este sistema de transporte depende do grau de tolerância do organismo ao metal. A capacidade de adsorção e acúmulo nos tecidos microbianos mostra efeitos diferenciados em relação aos diferentes metais e organismos envolvidos (Moreira & Siqueira, 2002).

Diante do exposto, este trabalho tem como objetivo contribuir com informações para a minimização de problemas ambientais envolvendo efluentes contaminados com íons metálicos, através do estudo do aproveitando de um resíduo industrial, a levedura *Saccharomyces carlsbergensis* em processos de sorção do íon metálico Cu^{2+}, como alternativa econômica e eficiente.

MATERIAL E MÉTODO

O bioadsorvente utilizado neste trabalho foi a levedura *Saccharomyces carlsbergensis* cedidas pela Frevo Brasil Indústrias de Bebidas, localizada no estado de Pernambuco, com umidade de 77% (base úmida) e 23% (base seca) mantidas sob refrigeração a 4°C. As leveduras foram submetidas a uma série de tratamentos (secagem, tamisação e armazenagem) de modo a adquirir certas condições consideradas importantes para a biossorção, como ausência de umidade nos poros do adsorvedor e a redução do tamanho das partículas. Nos experimentos realizados utilizou-se a biomassa morta seca em estufa a 100^0C por 36 horas. Para verificação da morte celular da biomassa foram feitas análises microscópicas de coloração utilizando o azul de metileno.

As soluções sintéticas foram preparadas a partir da dissolução de solução padrão de Tritisol^R (Merck) de cobre a 1000 mg, sob a forma de cloretos. As concentrações do íon metálico presente nas amostras foram analisadas e quantificadas pela técnica de

espectrofotometria de absorção atômica, que forneceu com precisão os valores das concentrações finais dos íons.

Visando-se estudar os possíveis efeitos de fatores experimentais facilmente controláveis no processo de biossorção do Cu^{2+}, através do emprego de leveduras como biossorventes, utilizou-se a técnica de planejamento experimental. Um planejamento fatorial completo 2^3 acrescido de três pontos centrais foi eleborado. As variáveis de entrada selecionadas para este estudo foram: Temperatura (T), pH e Velocidade de rotação (V). Os níveis dos fatores foram codificados como -1 (baixo), 0 (ponto central) e 1 (alto). Para tratamento dos dados, o programa Statistica (versão 7.0) foi empregado para obtenção dos efeitos, gráfico de pareto e as superfícies de respostas. A Tabela 1 apresenta os níveis das variáveis do planejamento fatorial completo 2^3.

Tabela 1 - Níveis das variáveis do planejamento fatorial completo 2^3

Variáveis	Nível (-1)	Ponto central (0)	Nível (+1)
pH	4,5	6,0	7,5
Temperatura	50	60	70
Velocidade de agitação (rpm)	60	180	300

Para ajuste do pH utilizou-se uma solução tampão de acido cítrico e fosfato dissodico. A variável resposta foi a quantidade adsorvida (q) de Cu^{2+} pelo adsorvente. Nesta etapa utilizou-se 0,1g da levedura e concentração inicial do íon de 2 $mg.L^{-1}$ em recipientes com 25 mL do efluente sintético.

A variável resposta do planejamento fatorial em estudo foi a quantidade adsorvida de íon metálico por unidade de massa da levedura (Q), calculada conforme a Equação 1:

$$q = \frac{(Ci - Cf)}{M} \times V \qquad (1)$$

na qual: *Ci* é a concentração inicial do adsorbato (mg/L); *Cf* é a concentração final do adsorbato, (mg/ L); *M* é a massa do adsorvente (g) e *V* é o volume da solução (L).

Com as condições otimizadas obtidas no estudo do planejamento buscou-se realizar uma avaliação do tempo de equilíbrio entre as fases líquida e sólida durante o processo de

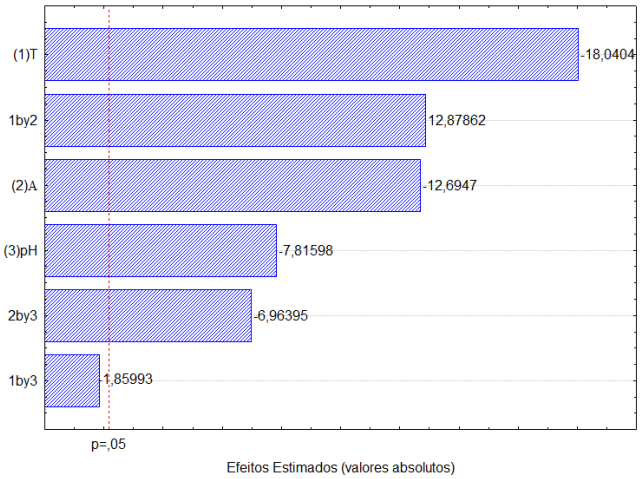
biossorção, o qual permitiu encontrar o tempo de equilíbrio, necessário para o estudo de equilíbrio.

Para o estudo da cinética e das isotermas de adsorção foram preparadas soluções sintéticas com diferentes concentrações de Cu^{2+} (1, 2, 3, 4, 5, 8 $mg.L^{-1}$) submetidas a agitação constante. Os tempos de contato para o estudo cinético variaram entre 1 e 120 minutos. O tempo de contato utilizado para obtenção das isotermas foi determinado a partir dos estudos cinéticos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A significância dos efeitos das variáveis dependentes e das possíveis interações entre elas foi checada com base no gráfico de Pareto ao um nível de confiança de 95%, exposto na Figura 1. O gráfico de Pareto fornece uma representação gráfica para os fatores principais (variáveis de entrada) e permite observar a magnitude e a importância de um determinado efeito. No gráfico de Pareto, as barras dos fatores que graficamente ultrapassarem a linha de significância (p = 0,05) exercem uma influência estatisticamente significativa sobre o resultado.

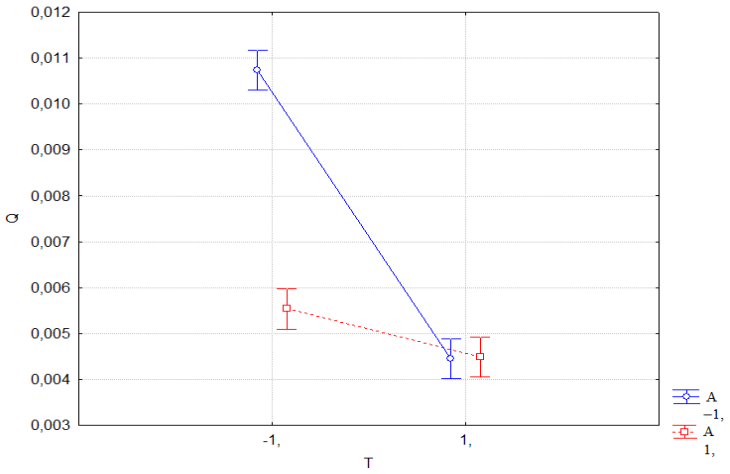
Figura 1 - Gráficos de Pareto das variáveis que influenciam no processo de adsorção do Cu^{2+} pela levedura *Saccharomyces carlsbergensis*



Foi possível constatar, através do gráfico de Pareto (Figura 1), que todas as variáveis dependentes exerceram uma influência estatisticamente significativa sobre a variável resposta ao nível de confiança de 95%. A temperatura (T) foi a variável que apresentou feito mais significativo, dentre os níveis em estudo, no processo global da biossorção do íon de Cu^{2+}. A Figura 2 apresenta as médias marginais para a biossorção do Cu^{2+}, onde é possível verificar a tendência de deslocamento do ponto ótimo para

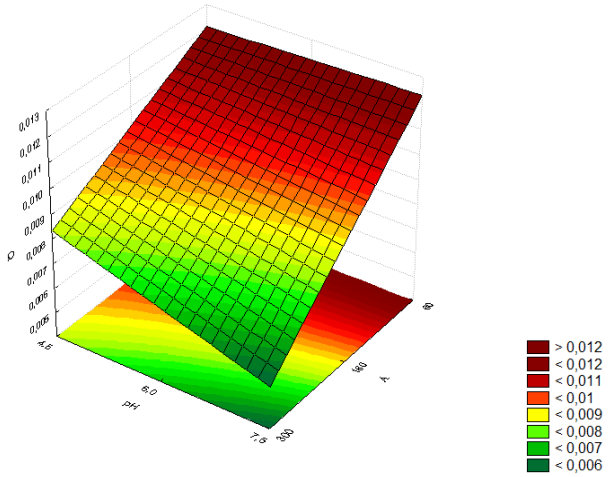
uma região com maior quantidade adsorvida de íon metálico. No gráfico de médias marginais, quando as linhas são paralelas, indica que não há interação entre os fatores. Na Figura 2 fica evidente, neste caso, a influência da variável temperatura sobre o processo de biossorção do Cu^{2+}, verificado que em menores faixas de temperaturas observou-se maiores remoções do Cu^{2+} para uma menor velocidade de agitação.

Figura 2 - Médias marginais para a biossorção de Cu^{2+} tendo como resposta a quantidade adsorvida (Q) utilizando como bioadsorvente a *Saccharomyces carlsbergensis*



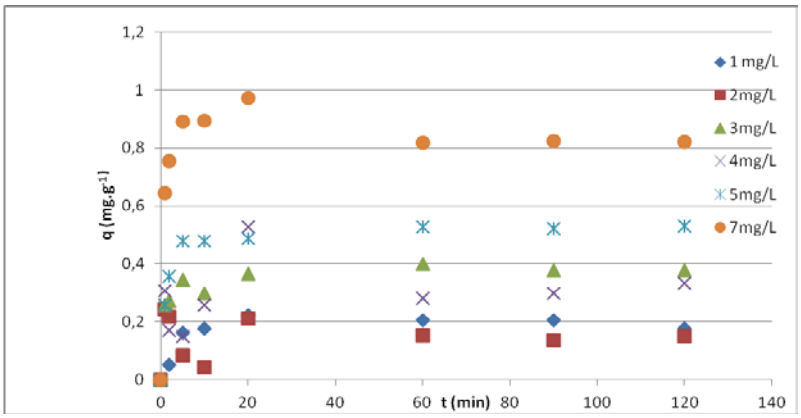
A Figura 3 representa a superfície de resposta tridimensional gerada a partir dos dados estatísticos obtidos no planejamento. Observa-se que as combinações dos parâmetros nos níveis máximos ou mínimos influenciaram fortemente o resultado da função resposta, ou seja o deslocamento nas direções de máxima ascedente ou mínima descedente provoca um incremento adicional na resposta. A melhor região encontrada para a variável resposta foi para menores faixas de pH e velocidade de agitação.

Figura 3 – Gráfico da superfície de resposta da quantidade adsorvida em função do pH e velocidade de agitação para biossorção do Cu^{2+}



A determinação do tempo necessário para a completa adsorção foi realizada por um rápido estudo cinético a uma temperatura de 50ºC, onde fixou-se a massa do bioadsorvente em 0,1 g, o pH e volume das soluções foram respectivamente 4,5 e 25 mL e velocidade de agitação 60 rpm . Os resultados (Figura 4) mostraram que a partir de 60 minutos já foi possível observar o estabelecimento do equilíbrio do processo adsortivo em todas as concentrações iniciais das soluções sintéticas utilizadas.

Figura 4 - Variação da concentração de íon de Cu^{2+} em função do tempo



Dentre as diferentes concentrações de Cu^{2+} utilizadas, foi verificado que a adsorção de íons Cu^{2+} aumentou progressivamente com o aumentou da concentração de íons na solução até atingir a saturação (Figura 4).

Uma vez encontrado o tempo em que o sistema entrou em equilíbrio, partiu-se para o estudo da isoterma de equilíbrio de adsorção do Cu^{2+}, em intervalos de concentração de 1, 2, 3, 4, 5, 8 $mg.L^{-1}$ em um tempo 90 min, de forma a garantir o total equilíbrio. Os experimentos foram realizados a 50 ºC. A isoterma de adsorção foi analisada segundo os modelos das isotermas de Freundlich e Langmuir, cujos valores dos parâmetros obtidos encontram-se na Tabela 1.

Tabela 1 - Parâmetros das isotermas de Langmuir e de Freundlich para o processo de bioadsorção de Cu^{2+} na *Saccharomyces carlsbergensis*

Langmuir	Freundlich
$R^2 = 0,87$	$R^2 = 0,91$
$Qsat = 19,76\ mg.g^{-1}$	$k = 0,08$
$K = 0,008\ L.mg^{-1}$	$n = 0,62$

Comparando-se os valores dos coeficientes de correlação linear dos modelos estudados, verificou-se que o processo de adsorção foi melhor descrito pelo modelo de isoterma de Freundlich. O coeficiente de correlação linear obtido para este modelo foi igual a 0,91, enquanto que para o modelo de Langmuir foi 0,87. Tal comportamento indicou que o biadsorvente utilizado apresenta uma superfície heterogênea, verificando o aumento da concentração do soluto na fase sólida com o aumento de sua concentração na fase líquida.

Apesar do modelo de Langmuir não se correlacionar melhor aos dados da isoterma de equilíbrio, este foi utilizado para estimar a capacidade máxima de adsorção (Qsat) cujo valor obtido foi de 19,76 $mg.g^{-1}$, valor satisfatório em relação a alguns dados encontrados na literatura. Petroni (2004) obteve uma capacidade máxima de adsorção (Qsat) de 11,62 $mg.g^{-1}$ utilizando como adsorvente de Cu^{2+} 0,16g de um tipo de turfa comercial, trabalhando com concentrações iniciais entre 5,4 – 172,1 $mg.L^{-1}$ e pH igual a 4,5. Brasil *et al.* (2007) pesquisando a utilização da casca de nozes pecã na remoção de íons de cobre conseguiu uma capacidade máxima de adsorção aproximadamente igual a 20mg. g^{-1} em soluções com pH igual a 5,5 e concentrações entre a faixa de 5 – 1000 $mg.L^{-1}$.

CONCLUSÕES

Nas condições desenvolvidas para o processo de bioadsorção do íon metálico cobre, utilizando a *Saccharomyces carlsbergensis* concluiu-se que:

1. A análise estatística realizada demonstrou que houve um efeito estatístico significativo do pH, velocidade de agitação e temperatura na remoção de Cu^{2+}, onde maiores remoções foram observadas nas menores faixas utilizadas.

2. O tempo de 60 minutos foi suficiente para que o equilíbrio fosse atingido em todas as concentrações estudadas.

3. Com relação aos modelos de adsorção, verificou-se, pela análise dos coeficientes de correlação (R^2) que a isoterma de Freundlich apresentou-se mais adequada a remoção do íon metálico pela levedura, se caracterizando como uma adsorção em multicamadas.

4. Após a otimização das condições de biossorção em batelada, obteve-se uma capacidade máxima de adsorção de 19,76 $mg.g^{-1}$ o que torna a utilização da levedura *Saccharomyces carlsbergensis* uma opção alternativa de baixo custo aos tratamentos convencionais de águas residuárias contaminada com Cu^{2+}, tendo em vista a mesma ser uma biomassa residual abundante.

AGRADECIMENTOS

Às agências de fomento CAPES, FACEPE e CNPq pelos auxílios financeiros e bolsas concedidas. A Frevo Brasil Indústrias de Bebidas por ter cedido a levedura. Ao CETENE a ao ITEP pelo apoio instrumental e tecnológico.

REFERÊNCIAS

BRASIL, J. L.; VAGHETTI, J. C. P.; ROYER, B.; SANTOS JR, A. A.; SIMON, N. M.; PAVAN, F. A.; DIAS, S.L. P.; LIMA, E. C. Planejamento estatístico de experimentos como uma ferramenta para otimização das condições de biossorção de Cu(ii) em batelada utilizando-se casca de nozes pecã como biossorvente. Química Nova, vol 30, n. 3, 548-553. 2007

MOREIRA, F.; SIQUEIRA, J. O. Microbiologia e Bioquímica do Solo. Editora UFLA, 623 p, 2002.

PETRONI, S. L. G. Avaliação cinética e de equilíbrio do processo de adsorção dos íons dos metais cadmio, cobre e níquel em turfa. Tese de Doutorado - Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares – São Paulo. p.134. 2004

TAGLIAFERRO, G. V., PEREIRA, P. H. F., RODRIGUES, L.A, SILVA, M. L. C. P.,Adsorção de chumbo, cádmio e prata em óxido de nióbio (V) hidratado preparado pelo método da precipitação em solução homogênea. Química Nova. vol.34, n.1, 101-105. 2011.

VASCONCELOS, H. L.; CAMARGO, T. P.; GONÇALVES, N. S.; NEVES, A.; LARANJEIRA, M. C. M.; FÁVERE, V. T. Chitosan crosslinked with a metal complexing agent: synthesis, characterization and copper(II) ions adsorption. Reactive and Functional Polymers, 68: 572-579. 2008.

A ENERGIA EÓLICA E OS CONFLITOS SÓCIO-AMBIENTAIS NO CEARÁ[1]

Francisco Aragão Gomes de Morais Junior[2], Diego Gadelha de Almeida[3], Adrissa Mendes Figueiró[4], Débora Lima Mendes[5]

[1]Artigo acadêmico

[2]Graduando em Tecnologia em Saneamento Ambiental (IFCE). Bolsista PIBIC/IFCE Email:aragao-junior@hotmail.com

[3]Professor do IFCE. Email: diegogadelha@ifce.edu.br

[4]Professora do IFCE. Email: adrissafigueiro@ifce.edu.br

[5]Graduando em Tecnologia em Saneamento Ambiental (IFCE). Bolsista Cagece. Email: debylimo@hotmail.com

Resumo

Energia eólica é o aproveitamento da energia cinética dos ventos por meio da conversão em energia elétrica. É considerada uma fonte de energia limpa, pois não emitem poluentes, porém causa grandes prejuízos sócio-ambientais na sua implantação. Este artigo tem como objetivo delinear a energia eólica e os conflitos sócio-ambientais no Ceará. A metodologia adotada neste estudo constitui na analise de publicações relacionadas com os conflitos sócio-ambientais da implantação da energia eólica, principalmente no estado do Ceará. O resultado deste estudo indicou que apesar de a energia eólica ser considerada limpa, ela não está desprovida de impactos sócio-ambientais, porém de menores impactos, quando comparado com outras fontes convencionais de produção de energia elétrica, tornando-se viável ambientalmente.

Palavras-chave: Parque Eólico, Impactos, Meio-Ambiente.

1. INTRODUÇÃO

Denomina-se energia eólica a energia cinética contida nas massas de ar em movimento (ventos). Seu aproveitamento ocorre por meio da conversão da energia cinética em energia elétrica com o emprego de turbinas eólicas, também denominadas aerogeradores.

É uma abundante fonte de energia renovável, limpa e de fácil disponibilidade. Sob o ponto de vista renovável, os ventos são abundantes e constantes, fazendo com que essa matriz energética seja aproveitada em quase toda sua totalidade.

As usinas eólicas estão promovendo profundos impactos ambientais negativos ao longo do litoral nordestino, em particular o Estado do Ceará, dada as suas condições geográficas que se tem um grande potencial eólico. As que estão operando e as em fase de instalação nos campos de dunas revelam que a área ocupada pelos aerogeradores é gravemente degradada.

O objetivo deste estudo foi de identificar os problemas sócio-ambientais causados pela implantação dos parques eólicos no Ceará, que tem um dos maiores potenciais do mundo para ser um grande gerador de energia eólica, comparando suas velocidades dos ventos.

2. MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia adotada neste estudo constitui na analise de publicações relacionadas com os conflitos sócio-ambientais da implantação da energia eólica, principalmente no estado do Ceará, informando as principais consequências causadas pela implantação de usinas eólicas sobre os campos de dunas através da fragmentação dos sistemas ambientais e sócias provocados pelas obras de engenharia.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1.ENERGIA ELÉTRICA PARA AS COMUNIDADES

A geração de energia elétrica constitui uma alternativa para diversos níveis de demanda, principalmente para pequenas localidades. As pequenas centrais podem suprir pequenas localidades distantes da rede, contribuindo para o processo de universalização do atendimento. Além de ser de benéfico para a sociedade, também pode ser para o meio ambiente, quando comparado com outros tipos de matrizes energéticas, com importantes ganhos, como: contribuindo para a redução da emissão, pelas usinas térmicas, de poluentes atmosféricos; diminuindo a necessidade da construção de grandes reservatórios; e reduzindo o risco gerado pela sazonalidade hidrológica, mas também gerando impactos sócio-ambientais.

Energias renováveis não necessariamente são limpas, como é a energia eólica, vista como uma das salvadoras do planeta, mas que em uma análise detalhada dos seus impactos pode se revelar grande vilã do aquecimento.

3.2.CONFLITOS E IMPACTOS SÓCIAIS

A falta de informação leva as populações residentes nas áreas de implantação, acreditar nas promessas e melhoras da situação da população e da região, querendo emprego, renda e energia barata. Mais nem sempre é o que é pra acontecer, como, a sonegação de informações dos impactos gerados pelo empreendimento, principalmente da poeira que é gerada para a construção do projeto, rachaduras nas casas e destruição destas conflitando principalmente com comunidades de pescadores.

A implantação também poderá causar problemas de saúde, através de impactos sonoros devidos ao tráfego de veículos e máquinas de escavação no momento da implantação. Depois de implantado os aerogeradores, estes emitem ruídos constantes e excessivos impedindo o descanso da população residente na área, alterando seu comportamento, que poderá causar perda de audição ou perturbações irreversíveis.

Outro impacto negativo dos parques eólicos é a possibilidade de interferências eletromagnéticas, que podem causar perturbações nos sistemas de comunicação e transmissão de dados, principalmente rádio, televisão e telefones dos moradores.

Um impacto cultural e social da implantação das usinas e parques é a destruição dos sítios arqueológicos, presentes nas dunas, contendo diversas informações dos povos que habitaram a região.

3.3.IMPACTOS AMBIENTAIS

Os impactos ambientais se da desde a implantação dos aerogeradores, como a retirada da cobertura vegetal através de queimadas, como mostra a Figura 1.



Figura 1 – Retirada da cobertura vegetal através de queimadas do campos de dunas da Taíba-CE

Fonte: J. Meireles, 2008.

Este impacto está relacionado com atividades de queimadas para a abertura de vias de acesso, área de manobra para caminhões, máquinas, tratores e preparação do terreno para a instalação do canteiro de obras. Esta intervenção destrói as dunas fixas, pois a retirada da vegetação é seguida de terraplanagem, onde o material remobilizado pela terraplanagem é lançado sobre as dunas, onde poderá acarretar soterramento da vegetação das dunas fixas, modificando a morfologia e topografia do ecossistema.

Com a abertura de vias de acesso ao local de implantação, poderá haver soterramento e seccionamento de lagoas presentes nas dunas, além de cortes e aterramento das dunas fixas e móveis através da introdução de material sedimentar para impermeabilização e compactação do solo, impactando diretamente no ecossistema local, como mostra a Figura 2.



Figura 2 – Lagoa interdunar seccionada por uma via de acesso no campo de dunas de Canoa Quebrada – CE

Fonte: J. Meireles, 2009.

Estas atividades alteram o nível hidrostático do lençol freático, influenciando no fluxo de água subterrânea e na composição e abrangência espacial das lagoas presentes nas dunas.

O material sedimentar para impermeabilizar e compactar as dunas é introduzido na via para proporcional o tráfego de veículos sobre as vias de acesso.

Para efetivar a construção de vias de acesso e a base para edificação dos demais equipamentos de construção civil, há introdução de compostos sedimentares provenientes de outros ecossistemas (principalmente da formação de barreiras), para fixação artificial das dunas móveis, como mostra a Figura 3.



Figura 3 – Utilização de Palhas de coqueiro para fixação das dunas móveis que se direcionam para a estrada no campo de dunas de Canoa Quebrada – CE

Fonte: J. Meireles, 2009.

Desta forma os materiais sedimentares alóctones e as vias modificadas, impactam na medida em que, seccionam as dunas, os lagos presentes nas dunas e a planície de aspersão eólica, evidenciando a continuidade dos impactos ambientais, na medida em que imobiliza e modifica a morfologia e o ecossistema das dunas móveis.

CONCLUSÕES

Apesar de a energia eólica não emitir poluentes atmosféricos, produzindo energia elétrica a partir de uma fonte renovável (vento), essa matriz energética não está desprovida de impactos sócio-ambientais, porém de menores impactos, quando comparado com outras fontes convencionais de produção de energia elétrica, tornando-se viável ambientalmente. Ela altera paisagens com suas torres e hélices, modificam o ecossistema local, traz transtorno a população, etc.

O problema dos impactos da implantação de um parque eólico, é que instalam um parque levando em conta somente a dimensão econômica, ignorando os custos ambientais e sociais desse projeto, apresentam o projeto como se fosse ser feito em uma

praia deserta, mas não, há pessoas que vivem nesses lugares a vida toda e que agora sofrem uma interferência violentíssima.

Mas nem sempre os impactos são vistos como forma negativa, como alterações na paisagem natural, esses impactos tendem a atrair turistas, gerando renda, emprego, arrecadações e promovendo o desenvolvimento regional.

REFERENCIAS

BRAGA, B. et al. **Introdução à Engenharia Ambiental. O desafio para o desenvolvimento sustentável.** 2ª Ed. Pearson Prentice Hall. São Paulo, 2005.

MEIRELES, A.J.A. **Impactos ambientais decorrentes da ocupação de áreas reguladoras do aporte de areia: a planície Costeira da Caponga, município de Cascavel, litoral leste cearense.** Revista Mercator Eletrônica, v. 14, p. 167-178, 2008.

MEIRELES, A.J.A. e GURGEL Jr., J.B. **Dinâmica costeira em áreas com dunas móveis associadas a promontórios, ao longo do litoral cearense.** 38º Congresso Brassileiro de Geologia, Balneário de Camboriú/SC. *Anais*...v1, 1994, 403-404p.

MEIRELES, A.J.A. e SERRA, J.R. **Evolução paleogeográfica da planície costeira de Jericoacoara/Ceará.** Mercator, Revista de Geografia da UFC, vol. 1 (1), 2002, 79-94

MEIRELES, A.J.A; SILVA, E.V. e THIERS, P.R.L**. Os campos de dunas móveis: fundamentos dinâmicos para um modelo integrado de planejamento e gestão da zona costeira**. GEOUSP - Espaço e Tempo, São Paulo, Nº 20, pp. 101 - 119, 2006.

PEREIRA, M.M. **Um estudo do aerogerador de velocidade variável e sua aplicação para fornecimento de potência elétrica**. Dissertação de Mestrado em Ciências em Engenharia Elétrica. Universidade Federal de Juiz de Fora – MG. Juiz de Fora, 2004.

SILVA, N.F. **Fontes de energias renováveis complementares na expansão do setor elétrico brasileiro: o caso da Energia Eólica.** Tese de doutorado em Ciências em Planejamento Energético. Universidade Federal do Rio de Janeiro, 2006.

SOUZA, M.J.N. **Contribuição ao estudo das unidades morfo-estruturais do Estado do Ceará.** Revista de Geologia-UFC 2:32-57, Fortaleza, 1988.

ROTÍFEROS PLANCTÔNICOS E A QUALIDADE DA ÁGUA DE DOIS RESERVATÓRIOS DO SERTÃO PERNAMBUCANO*

Gilmar Aguiar de Arruda[1], Maiara Tábatha da Silva Brito[2],

Claudio Simões de Morais Junior[3] ; Mauro de Melo Júnior[4]

[1]Graduando em Engenharia de Pesca e bolsista de Iniciação Científica da FACEPE/CNPq. E-mail: aguiar2012@gmail.com; [2]Graduanda em Ciências Biológicas e bolsista PET Biologia UAST, e-mail: maiaratabatha@hotmail.com;[3]Graduando em Ciências Biológicas e bolsista de Iniciação Científica da FACEPE/CNPq, e-mail: claudio_s.m._junior@hotmail.com; [4]Professor Adjunto da Unidade Acadêmica de Serra Talhada, Universidade Federal Rural de Pernambuco (UAST/UFRPE), e-mail: mmelojunior@gmail.com. Laboratório de Ecologia do Plâncton (LEPLANC). Serra Talhada, PE, Fazenda Saco, s/n, 56903-970. Contr. LEPLANC: 032

Resumo

O constante monitoramento da qualidade da água em reservatórios constituiu a melhor forma de garantir a continuidade da vida aquática e dos usos múltiplos deste recurso. Os organismos aquáticos lá presentes são capazes de revelar sob quais condições determinado corpo hídrico se apresenta. Assim, as populações de rotíferos de dois reservatórios do semiárido de Pernambuco foram utilizadas para a caracterização da qualidade das suas águas. Para isto foram realizadas coletas entre os anos de 2011 e 2012 nos reservatórios de Jazigo e Serrinha, em Serra Talhada (PE). Foram identificados 34 espécies, sendo três novas ocorrências para o Estado: *Keratella lenzi, Lecane hamata* e *Tripleuchlanis plicata*. Para o Jazigo, o gênero *Keratella* representou 37% dos indivíduos, sendo o mais expressivo em termos de abundância; já em Serrinha, destaque para o gênero *Brachionus* que representou 60% da abundancia total. De forma geral, o reservatório de Jazigo apresentou maior riqueza de espécies, além de valores de densidade mais elevados e dominância de espécies tolerantes, o que sugere qualidade da água inferior ao de Serrinha. Entretanto, a análise das populações de rotíferos dos ambientes estudados apontam condições oligo-mesotróficas para ambos os reservatórios.

Palavras-chave: Rotifera, Semiárido pernambucano, Indicadores ambientais.

INTRODUÇÃO

Reservatórios são lagos artificiais considerados ambientes de transição entre rios e lagos, e em geral são construções destinadas ao controle das cheias, armazenamento de água, irrigação e pesca (ESTEVES, 1998). Porém, além de tais usos estes ambientes acabam sendo alvos de intensas modificações oriundas tanto das ações antrópicas quanto das alterações climáticas, que acabam por interferir no ciclo hidrológico, principalmente na região semiárida brasileira. De acordo com Pinto-Coelho (2004), o crescente investimento em reservatórios por parte do governo vem demandando esforços consideráveis da comunidade científica na busca do entendimento sobre o funcionamento de tais ecossistemas.

Somado aos dados físicos e químicos, os organismos aquáticos de um reservatório são de grande importância para o entendimento da dinâmica desses ecossistemas, pois são capazes de responderem rapidamente as alterações que estes corpos d´água possam estar sofrendo, servindo desta forma como eficientes indicadores do "status" da qualidade da água (STRASKRABA & TUNDISI, 2000). Os rotíferos são organismos conhecidos pelo seu caráter oportunista, pois possuem alta capacidade de dominação com relação aos demais grupos planctônicos e grande adaptabilidade às variações ambientais, as quais os ambientes lênticos estão sujeitos (AOYAGUI *et al*., 2003). Por suas características adaptativas, colonizam vários habitats do ambiente aquático e apresentam-se como importantes indicadores de condições ecológicas específicas, sendo bastante utilizados na determinação do estado trófico em corpos d'água (MARGALEF, 1983; BRANCO *et al*., 2000). Em decorrência do seu posicionamento na cadeia alimentar sinalizam as condições estabelecidas durante e após as perturbações ocorrentes (ESKINAZI-SANT'ANNA *et al*., 2007).

Estudos sobre a estrutura e a variabilidade natural das comunidades encontradas nas bacias hidrográficas podem ser utilizados para a determinação da qualidade das águas, bem como em ações de tomada de decisão quanto ao manejo dos ecossistemas aquáticos continentais (BUSS *et al*., 2003; LODI *et al*., 2011). Em Pernambuco, os estudos limnológicos, sobretudo no tocante à fauna de rotíferos, são ainda escassos (MELO JUNIOR *et al*., 2007), embora estes organismos tenham sido fortemente utilizados como bioindicadores da qualidade ambiental de nossas águas (ver ALMEIDA *et al*., 2010). Alguns poucos trabalhos sobre rotíferos já foram desenvolvidos

(NEUMANN-LEITÃO & SOUZA, 1987; ALMEIDA *et al*., 2006; MELO JUNIOR *et al*., 2007), porém, estudos para a região semiárida praticamente inexistem. Visando contribuir para o preenchimento de uma importante lacuna científica no Estado, o presente estudo tem por objetivo caracterizar a qualidade da água de dois reservatórios do semiárido de Pernambuco por intermédio das suas populações de rotíferos planctônicos.

MATERIAL E MÉTODOS

Os reservatórios de Jazigo e Serrinha localizam-se na cidade de Serra Talhada, sertão de PE (Figura 1) e apresentam capacidade de acumulação máxima de 15.543.300 m³ e 311.080.000 m^3, respectivamente (SRHE, 2013). Tais mananciais fazem parte da maior bacia hidrográfica do Estado, a do rio Pajeú (APAC, 2013), e apresentam-se de extrema importância para a população local sendo fonte de água e de renda por meio da prática da pesca.

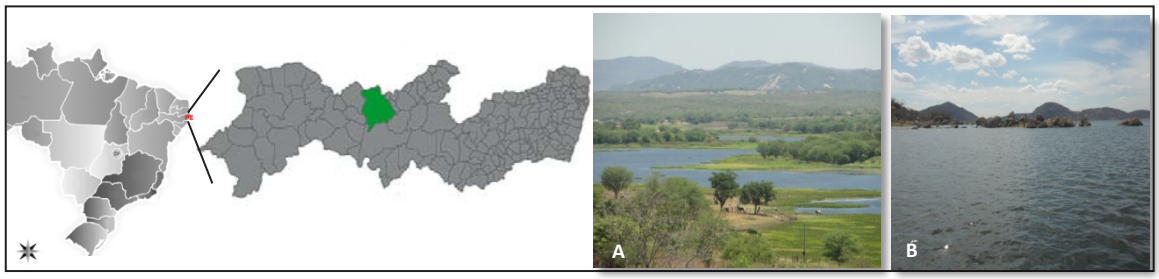


Figura 1: Mapa do Brasil com destaque para o estado de Pernambuco. Delimitação territorial das cidades de Pernambuco com destaque para a cidade de Serra Talhada, no Sertão do estado. (A) vista do Reservatório Jazigo; (B) vista do reservatório Serrinha.

Para a análise das comunidades de rotíferos planctônicos foram realizadas coletas mensais entre os meses de setembro de 2011 a junho de 2012, tanto na região limnética quanto litorânea dos reservatórios. Foram utilizados recipientes graduados para filtragem de 40 a 100 L de água, em concentradores de plâncton com malha de 45 µm. As amostras foram fixadas em formol neutro a 4%, após os organismos terem sido anestesiados com água gaseificada, para melhor preservação dos rotíferos. As análises quantitativas e qualitativas dos rotíferos foram realizadas no Laboratório de Ecologia do Plâncton – LEPLANC (UAST/UFRPE), em microscópio óptico (Motic).

Cálculos de riqueza de espécies, abundância relativa (%), frequência de ocorrência (FO %) e densidade de organismos (ind L^{-1}) foram realizados a fim de se analisar a estrutura e distribuição dos táxons nos dois reservatórios. Algumas variáveis

ambientais (temperatura, oxigênio dissolvido, alcalinidade, pH, saturação de oxigênio, condutividade, sólidos totais dissolvidos e salinidade) também foram mensuradas utilizando-se sonda de multiparâmetros (Horiba U50) a fim de estabelecer relações entre os fatores bióticos e abióticos. Neste estudo, a identificação das espécies indicadoras foi baseada em classificações segundo a literatura disponível em periódicos. Além disso, os táxons bioindicadores foram apontados por meio de análises em associação com as condições ambientais dos reservatórios.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

As variáveis físico-químicas mensuradas mantiveram-se em níveis adequados ao estabelecimento e manutenção da vida aquática. A análise das variáveis abióticas demonstrou que apenas o oxigênio pode ser uma variável limitante para a densidade de rotíferos do reservatório Jazigo, já que houve tendências similares nos meses estudados (Tabela 1).

Tabela 1: Média ± desvio padrão, máximo e mínimo das variáveis abióticas registradas nos reservatórios de Jazigo e Serrinha no período de setembro de 2011 a junho de 2012 no município de Serra Talhada (PE), com o uso do multiparâmetro.

	Reservatório de Jazigo		***Reservatório de Serrinha***	
Variáveis	Médias	Máx/Mín	Médias	Máx/Mín
Temperatura (°C)	27,92±1,38	29,90-25,70	28,33±1,43	31,57-25,3
pH	7,89±0,52	9,08-7,19	8,01±0,61	9,06-6,3
Condutividade (mS/cm)	0,40±0,05	0,56-0,37	0,40±0,02	0,441-0,379
Turbidez (NTU)	4,75±3,94	18,30-2,00	4,31±1,10	7,4-2,4
OD (mg/L)	8,70±4,74	17,90-3,55	9,52±2,39	13,91-6,0
OD (%)	113,2±62,69	233,90-45,50	132,24±29,52	175,6-78,0
STD (g/L)	0,25±0,04	0,36-0,18	0,26±0,01	0,287-0,242
Salinidade (‰)	0,02±0,00	0,03-0,02	0,02±0,00	0,02-0,02

A comunidade de rotíferos dos dois reservatórios esteve representada por 34 espécies, sendo três novas ocorrências para o Estado: *Keratella lenzi, Lecane hamata* e *Tripleuchlanis plicata* (Tabela 2). A maior riqueza de espécies foi constatada para o reservatório de Jazigo, sobretudo devido à marcante presença da família Brachionidae. Quanto à abundância relativa, nenhuma espécie foi classificada como dominante (> 70%), enquanto que aquelas consideradas pouco abundantes (entre 70 e 40%) foram *Brachionus falcatus, Keratella americana* e *Keratella lenzi*. Para o Jazigo o gênero *Keratella* representou 37% dos indivíduos, sendo o mais expressivo em termos de abundância relativa; já em Serrinha destaque para o gênero *Brachionus* que representou 60% dos indivíduos coletados.

Tabela 2: Lista das espécies de rotíferos planctônicos encontradas nos reservatórios de Jazigo e Serrinha no período de setembro de 2011 a junho de 2012 no município de Serra Talhada (PE). Ocorrência das espécies: [S]- Serrinha; [J]- Jazigo.

Táxons	
Família Brachionidae	**Família Euchlanidae**
Brachionus angularis (Gosse, 1851) (S, J)	*Tripleuchlanis plicata* (Levander, 1894) (S)
Brachionus calyciflorus (Pallas, 1766) (J)	*Euchlanis dilatata* (Ehrenberg,1832) (S)
Brachionus dolabratus (Harring, 1915) (S, J)	**Família Hexarthriidae**
Brachionus falcatus (Zacharias, 1898) (S, J)	*Hexarthra fennica* (Levander, 1892) (S)
Brachionus havanaensis (Rousselet, 1911) (J)	*Hexarthra* sp (S)
Brachionus caudatus (Barrois & Daday, 1894) (J)	**Família Lecanidae**
Brachionus quadridentatus (Hermann, 1783) (J)	*Lecane scutata* (Harring e Myers, 1926) (S)
Plationus patulus (Müller, 1786) (S, J)	*Lecane cornuta* (Müller, 1786) (S, J)
Keratella americana (Carlin, 1943) (S, J)	*Lecane furcata* (Murray, 1913) (J)
Keratella lenzi (Hauer, 1953) (J)	*Lecane lunaris* (Ehrenberg, 1832) (S)
Keratella tropica (Apstein, 1907) (S, J)	*Lecane ornata* (Voigt, 1957) (S)
Platyias quadricormis (Ehrenberg, 1832) (J)	*Lecane* sp. (J)
Família Conochilidae	*Lecane stichaea*(Harring, 1913) (S, J)
Conochilus dossuaruius (Hudson, 1875) (S)	*Lecane bulla* (Gosse, 1851) (J)
Família Mytilinidae	*Lecane lamellata* (Daday, 1893) (S, J)
Mytilina ventralis (Ehrenberg, 1832) (S)	*Lecane leotina* (Turner, 1892) (J)
Família Trochosphaeridae	*Lecane curvicornis* (Murray, 1913) (J)
Filinia opoliensis (Zacharias, 1898) (J)	*Lecane luna* (O.F.Muller, 1776) (S, J)
Família Testudinellidae	*Lecane hamata* (Stokes, 1896) (S)
Testudinella patina (Hermann, 1783) (S, J)	*Lecane ludwigi* (Eckstein, 1883) (S)

O gênero *Brachionus* também se destacou entre os organismos mais frequentes. A espécie *Brachionus falcatus* apresentou 100% de ocorrência para o reservatório de Jazigo, seguida pelas espécies *B. dolabratus*, *Keratella lenzi, Plationus patulus, K. americana, Filinia opoliensis, B. calyciflorus, Lecane bulla* e *B. havanaensis* (FO > 50%). Em Serrinha, 90% das espécies apresentaram ocorrência acidental (FO < 25%) e apenas *Plationus patulus* apresentou FO superior a 50%. Alguns táxons tiveram sua ocorrência restrita a um dos reservatórios, como nos casos das espécies *Keratella lenzi* e *Filinia opoliensis* que foram restritas ao reservatório de Jazigo.

Os ambientes estudados se diferenciaram substancialmente quanto à densidade de indivíduos, havendo maiores valores para o reservatório Jazigo, que apresentou densidade total de 24,68 ind. L^{-1}, destacando-se as espécies *Keratella americana* (7,03 ind. L^{-1}) e *Brachionus calyciflorus* (4,85 ind. L^{-1}). Já para o reservatório de Serrinha, a densidade não foi superior a 17,00 ind. L^{-1}, destacando-se *B. falcatus* (10,00 ind. L^{-1}). As espécies *B. falcatus* e *B. calyciflorus* são táxons conhecidos pela sua grande capacidade em suportar condições ambientais adversas, como a presença (excessiva) de algas e deficiência de oxigênio (JARAMILLO-LONDOÑO, 2011).

De forma geral, o reservatório de Jazigo apresentou maior riqueza de espécies, apesar de os elevados valores de densidade e dominância de espécies tolerantes

sugerirem qualidade da água inferior ao de Serrinha. Ainda analisando a variável densidade, nenhuma das espécies aqui identificadas atingiu densidade superior a 16 ind. L^{-1}, diferentemente dos resultados encontrados por Eskinazi-Sant'Anna *et al*. (2007) em ambientes eutrofizados do semiárido do Rio Grande do Norte, onde foram constatadas densidades de até 1000 ind. L^{-1}. Valores mais elevados de densidade para o reservatório de Jazigo possivelmente estiveram relacionados aos variados e heterogêneos habitats que este lago artificial fornece, o que possibilita às populações zooplanctônicas maior quantidade de micro-habitats, e não com o declínio da qualidade das suas águas.

Após todas as análises, constatou-se que ambos os reservatórios apresentaram características que indicam condições oligo-mesotróficas da qualidade das águas. A família Brachionidae, de maior destaque neste estudo, apresenta ampla distribuição geográfica e é considerada uma das mais importantes para o zooplâncton de águas continentais, cujas espécies geralmente têm hábito planctônico (NEUMANN-LEITÃO & NOGUEIRA, 1986; SEGERS, 2007). No Jazigo, destacaram-se espécies do gênero *Brachionus,* fato que confirma a grande importância deste rotífero no zooplâncton de águas continentais tropicais e subtropicais e que pode indicar condições mesotróficas do sistema aquático estudado. Já em Serrinha, foi constatado maior equilíbrio populacional, o que pode ser observado pela ausência de espécies dominantes, conferindo a este ambiente características de águas oligotróficas. Fato similar foi observado por Almeida *et al*. (2012), que encontraram este gênero tanto no reservatório do Prata (oligotrófico) quanto no reservatório de Apipucos (eutrófico), sendo que neste último ambiente o gênero ocorreu com maior frequência. Desta forma, os resultados aqui expressos para os reservatórios de Jazigo e Serrinha demonstraram um certo equilíbrio entre suas populações de rotíferos planctônicos, apresentando águas oligotróficas ou mesotróficas, com baixas cargas de matéria orgânica e altos valores de oxigênio dissolvido, devido ao caráter oportunista desses organismos.

CONCLUSÕES

1. A fauna de rotíferos planctônicos dos dois reservatórios foi similar a outros ambientes de Pernambuco e esteve representada por 34 espécies, sendo três novas ocorrências para o Estado;

2. A família Brachionidae foi a mais diversa e expressiva numericamente nos dois ambientes, destacando-se os gêneros *Brachionus* e *Keratella,* importantes componentes do zooplâncton límnico de regiões tropicais;
3. A análise das populações de rotíferos dos ambientes estudados demonstram condições oligo-mesotróficas para ambos os reservatórios.

REFERÊNCIAS

ALMEIDA, V.L.S., MELO JUNIOR, M., PARANAGUA, M.N., LARRAZABAL, M.E., MELAO, M.G.G. O Zooplancton de Agua Doce e seu Estudo em Reservatorios do Nordeste do Brasil. In: Moura, A.N. et al. (orgs.). Reservatorios do Nordeste do Brasil: Biodiversidade, Ecologia e Manejo. 1a ed. Bauru: Canal6, p. 441-475, 2010.

ALMEIDA,V.L.S., LARRAZABAL, M.E.L., MOURA, A.N., MELO JUNIOR, M. Rotifera das zonas limnetica e litoranea do reservatorio de Tapacura, Pernambuco, Brasil. Iheringia, Ser. Zool., Porto Alegre, 96(4): 445-45, 2006.

Apac. Bacias hidrográficas. Disponível em: http:// <http://www.apac.pe.gov.br/pagina.php?page_id=5&subpage_id=20>. Acesso em 07, Mar. 2013.

AOYAGUI, A.S.M., BONECKER, C.C., LANSAC-TÔHA, F.A., VELHO, L.F.M. Estrutura e dinâmica dos rotíferos no reservatório de Corumbá, Estado de Goiás, Brasil. Maringá, Acta Scientiarum: Biological Sciences. v. 25, n. 1, p. 31-39, 2003.

BICUDO, D. C. (eds.). Amostragem em limnologia. São Carlos, RiMa. p.149-166, 2004.

BRANCO, C.W.; KOLOWSKY-SUZUKY, B.; ESTEVES, F.A.; COIMBRA E.S.L. Rotifers as ecological indicators in three coastal lagoons in the state of Rio de Janeiro. In: SIMPÓSIO DE ECOSSISTEMAS BRASILEIROS, 5º, Vitória. Anais... Vitória, UFES. p.249-261, 2000.

BUSS, D.F., BAPTISTA, D.F. & NESSIMIAN, J.L. Bases conceituais para a aplicação de biomonitoramento em programas de avaliação da qualidade da água de rios. Cadernos de Saúde Pública, v.19, p. 465-473. 2003.

ESTEVES, F. A.. *Fundamentos de Limnologia*. Rio de Janeiro, Interciência/FINEP, p. 602, 1998.

ESKINAZI-SANT'ANNA, E.M., MENEZES, R., COSTA, I.S., PANOSSO, R.F., ARAÚJO, M,F, ATTAYDE, JL. Composição da Comunidade Zooplanctônica em

Reservatórios Eutróficos do Semi-Árido do Rio Grande do Norte. Oecol. Bras., v.11, n.3, p. 410-421, 2007.

HUTCHINSON, G.E. A Treatise on Limnology. II. Introduction to lake biology and their limnoplankton. John Wiley & Sons, New York. 1967.

JARAMILLO-LONDOÑO, J.C., PINTO-COELHO R. M. Novo Atlas do Zooplâncton da Represa da Pampulha. 2011. Disponível em: http://ecologia.icb.ufmg.br/~rpcoelho/atlas/pp_rotiferos.pdf>. Acesso em: 27, Fev. 2013.

LODI, S., VIEIRA, L.C.G., VELHO, L.F.M., BONECKER, C.C., CARVALHO, P., BINI, L.M. Zooplankton Community Metrics as Indicators of Eutrophication in Urban Lakes. Natureza & Conservação, v. 9, n.1, p.87-92, 2011.

MARGALEF, R. Limnología. Barcelona, Omega. p.1010. 1983.

MELO JUNIOR, M., ALMEIDA, V.L.S., NEUMANN-LEITAO, S., PARANAGUA, M.N., MOURA, A.N. O estado da arte da biodiversidade de rotiferos planctonicos de ecossistemas limnicos de Pernambuco. *Biota Neotropica*, v. 7, p. 1-9, 2007.

NEUMANN-LEITAO, S., SOUZA, F.B.V.A. Rotiferos (Rotatoria) planctonicos do Acude de Apipucos, Recife, Pernambuco (Brasil). Arq. de Biol. Tecnol. v.30, n.3, p.393-418, 1987.

NEUMANN-LEITAO, S., NOGUEIRA, J.D.C. Rotiferos, cladoceros e copepodos de Pernambuco. I. Algumas especies que ocorrem em viveiros de cultivo de camaroes de Nova Cruz. An. Soc. Nordest. Zool. v.2, n.2, p.87-118, 1986.

PINTO-COELHO, R. M. Métodos de coleta, preservação, contagem e determinação de biomassa em zooplâncton de águas epicontinentais. In: BICUDO, C.E. M., BICUDO, D.C. (eds.). Amostragem em limnologia. São Carlos, RiMa. p.149-166, 2004.

SRHE. Reservatórios por percentual de acumulação. Disponível em: <http://www.sirh.srh.pe.gov.br/apacv5/cons_reservatorio_sup_80perc/cons_reservatorio_sup_80perc.php>. Acesso em: 07 Mar. 2013.

STRASKRABA, M., TUNDISI, J.G. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: TUNDISI, J.G. (ed.). Diretrizes para o gerenciamento de lagos. São Carlos, ILEC/IEE. v. 9, p. 280, 2000.

SEGERS, H. Annotated checklist of the rotifers (Phylum Rotifera) with notes on nomenclature, taxonomy and distribution. New Zealand, Zootaxa 1564. p.1-104, 2007.

EMERGÊNCIA DE PINHEIRA E ATRIBUTOS DO SUBSTRATO SOB ÁGUA SALINA

Ilkelan Bezerra Ferreira[1], Francisco Vanies Da Silva Sá[1], Marcos Eric Barbosa Brito[2], Luderlândio de Andrade Silva[1]

Graduandos em agronomia do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade federal de campina grande -Campus Pombal, Rua Jario Vieira Feitosa, S/N, Bairro dos Pereiros, CEP 58.840-000 Pombal.Email: kelanb.ferreira@hotmail.com, vanies_agronomia@hotmail.com, luderlandioandrade@gmail.com

[2] Professor; Doutor do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande -Campus Pombal, Rua Jario Vieira Feitosa, S/N, Bairro dos Pereiros, CEP 58.840-000 Pombal.Email: marcosericbb@yahoo.com.br

Resumo: Objetivou-se avaliar o efeito da irrigação com água salina na salinidade de dois substratos e na emergência plantas de pinheira. O experimento foi realizado em ambiente protegido do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar, da Universidade Federal de Campina Grande (CCTA-UFCG) Campus Pombal, PB, entre maio a julho de 2011, sob delineamento experimental de blocos casualizados,com tratamentos distribuídos em esquema fatorial (5x2), sendo cinco níveis de salinidade da água (NS= 0,3;1,2; 2,4; 3,6; 4,8 dS m^{-1}) e dois substratos (S) (S1= 50% de solo + 25% de esterco bovino + 25% de areia; S2= 40% de solo + 40% de esterco bovino + 20% de areia), repetido em três blocos, totalizando trinta parcelas e cada parcela contou com 10 plantas.O experimento foi conduzido durante 45 dias após o plantio,quando foram avaliados a emergência de plantas de pinheira e as características químicas da solução do solo. A irrigação com água salina aumenta a salinidade do substrato, porém o aumento do teor de matéria orgânica reduz os impactos da salinidade no solo e na planta, com os melhores resultados para o substrato dois irrigado com água a1,2 dS m^{-1}.
Palavras-chave: *Annona squamosa* L. salinidade, germinação .

Introdução

A pinheira *(Annona squamosa* L.) pertence à família Anonáceae, sendo conhecida, também, como ata ou fruta-do-conde, é uma pequena árvore frutífera com folhas

decíduas e muitos ramos laterais. A pinha é considerada exigente em nutrientes, sendo nitrogênio e potássio os elementos requeridos em maior quantidade e os mais exportados com a colheita (Silva & Silva, 1997), todavia, é necessário substrato de qualidade físico-química adequadas para fornecer os nutrientes necessários para o desenvolvimento da planta. De acordo com Minami, (2000) o substrato é um componente de suma importância na produção vegetal, com isso deve possuir todos os nutrientes necessários as plantas em seu crescimento inicial.

A distribuição dos recursos hídricos são variáveis de região para região, principalmente no nordeste brasileiro onde observa-se que há escassez de recursos hídricos, notadamente em seu semiárido, envolvendo aspectos quantitativos e qualitativos, principalmente no que diz respeito à presença de sais nestes recursos (Medeiros et al., 2003). Para entender, o uso de água de qualidades inferiores pode elevar os teores de sais na solução do solo, principalmente os teores de sais de sódio, excesso de sais solúveis e trocáveis, concorrendo para ocorrência de efeitos negativos na fisiologia das plantas, promovendo alterações de natureza iônica, osmótica, nutricional e hormonal (Richard, 1954; Taiz & Zeiger, 2009).

Além da identificação de materiais tolerantes, pode-se usar de estratégias de manejo de água e solo, a exemplo, o uso do uso de matéria orgânica ou de nitrogênio no substrato, que pode possibilitar diminuir o efeito do aumento da concentração de sais de sódio no solo, já que, segundo Taiz & Zeiger (2009), plantas submetidas há salinidade necessitam de um aporte maior de nitrogênio, pois a mesma aumenta a nitrato redutase e com isso a atividade das enzimas glutamina sintetase (GS) e glutamato sintase (GOGAT), responsáveis pela síntese de nitrogênio orgânico (glutamato e glutamina), afetando assim há síntese de proteínas e com isso a concentração de clorofila e da rubisco nas folhas.

Contudo, objetivou-se avaliar o efeito da irrigação com água salina na salinidade de dois substratos e na emergência plantas de pinheira.

Material e métodos

O experimento foi realizado em ambiente protegido do Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar da Universidade Federal de Campina Grande (CCTA-UFCG) Campus Pombal, PB, no período de maio a julho de 2011.

O delineamento utilizado foi o de blocos ao acaso com os tratamentos distribuídos no esquema fatorial (5x2), sendo cinco níveis de salinidade da água de irrigação (NS= 0,3; 1,2; 2,4; 3,6; 4,8 dSm^{-1}) e dois substratos (S) (S1= 50% de solo + 25% de esterco

bovino + 25% de areia; S2= 40% de solo + 40% de esterco bovino + 20% de areia), repetidos em três blocos,totalizando trinta parcelas e cada parcela contou com 10 plantas.

Para a produção de mudas foram utilizadas bandejas de isopor de 200 cédulas, onde cada cédula continha uma capacidade de 25 ml de substrato. Os substratos foram compostos por diferentes frações de terra vegetal, areia e esterco bovino curtido, sendo as características físico químicas dispostas na Tabela 1.A semeadura foi feita na razão de uma semente por cédula,resultando em 10 sementes por parcela, sendo estas previamente submersas em acido acético a 4% (vinagre) durante 15 minutos, visando realizar assepsia.

Tabela 1.Características químicas do solo usado na produção de mudas de mamoeiro sob irrigação com água salina. Pombal, PB, 2012.

	C.E	pH	P	K^+	Ca^{+2}	Mg^{+2}	Na^+	Al^{3+}	$H^+ + Al^{3+}$	SB	T	MO
	dS/m	$CaCl_2$	3S $3S^{-3}$	----------cmol$_c$dm^{-3}----------								g kg^{-3}
Solo	0,06	6,55	11	0,51	3,55	3,15	0,29	0,00	0,66	7,21	7,87	9

P, K, Na: extrator Mehlich1; Al, Ca, Mg: extrator KCl 1,0 mol L-1; SB=Ca+2+Mg+2+K++Na+; H + Al: Extrator Acetato de Cálcio 0,5 mol L-1, pH 7,0; CTC=SB+H++Al+3; M.O.: Digestão Úmida Walkley-Black; PST= Percentagem de Sódio Trocável

As irrigações foram realizadas duas vezes ao dia, de modo a deixar o solo com umidade próxima à capacidade de campo, baseando-se no método da lisimétria de drenagem, sendo a lâmina aplicada acrescida de uma fração de lixiviação de 20%.

As águas de irrigação foram preparadas acrescentando-se sais de NaCl, $CaCl_2.2(H_2O)$ e $MgCl_2.6(H_2O)$ na proporção de 7x2x1, respectivamente,à água de abastecimento, CE_a = 0,27dSm^{-1}, proporção indicada por Audry & Suassuna (1995) e Medeiros (2003), por representar a composição média das águas nos Nordeste Brasileiro, até se obter o nível desejado de salinidade, a qual foi calibrada com uso de um condutivímetro de bancada, sendo a condutividades elétrica ajustada à temperatura de 25 ºC.

O experimento foi conduzido durante 45 dias após o plantio (DAP), nos quais foram avaliados os dias para emergência (DPE), determinado a partir da contagem das plantas emergidas diariamente para aplicação da fórmula descrita em Lima et al., (2006) (Equação 1), dado em dias, percentagem de emergência (PE)(%), obtido pela relação entre o número de plantas emergidas e o número de sementes plantadas.

$$DPE = \frac{(N_1G_1)+(N_2G_2)+\cdots+(N_nG_n)}{G_1+G_2+\cdots+G_n} \qquad \text{Eq. 1}$$

Onde: N_1 = número de dias para a primeira contagem; G_2 = número de plântulas emergidas na primeira contagem; N_2 = número de dias para a segunda contagem; G_2 = número de plântulas emergidas na segunda contagem; N_n = número de dias para a última contagem e G_n = número de plântulas emergidas na última contagem.

Ao termino do experimento os substratos foram coletados e analisados quanto a salinidade representadas pelas seguintes variáveis; condutividade elétrica (CE_{es} dSm^{-1}), pH, Na^{+}, Ca^{+2} + Mg^{+2}, relação de absorção de sódio (RAS) e percentagem de sódio trocável (PST) da pasta de saturada segundo metodologia de Richards, (1954). Equações 2 e 3 descritas por Richards, (1954).

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{(Ca+Mg)}{2}}} \qquad \text{Eq. 2}$$

$$PST = \frac{100(0{,}01475\text{RAS } 0{,}0126)}{1\ (0{,}01475\text{RAS } 0{,}0126)} \qquad \text{Eq. 3}$$

As variáveis analisadas foram submetidas a analise de variância (teste F) e teste de Tukey até 5% de probabilidade, além de serem submetidas a analise de regressão polinomial utilizando-se do *software*Sisvar 4.0 (Ferreira, 2000)e estudo de correlação entre variáveis com o auxílio do *software* SAEG 9.1.

Resultados e Discussão

As variáveis relacionadas à salinidade do substrato foram influenciadas, significativamente, pela salinidade da água de irrigação (dSm^{-1}), notou-se, também, diferenças entre os substratos apenas quanto ao pH (Tabela 2), todavia, ao estudar a interação entre os fatores níveis de salinidade e substratos, verificou-se efeito significativo em todas as variável, exceto quanto ao pH (Tabela 2.). Tais resultados possibilitam observar que a irrigação com água salina altera as características químicas do solo, porém variam conforme a composição do mesmo, como destacado por Silva Filho et al. (2000). Para a emergência e o crescimento das plântulas de pinheira, observou-se significância, ao nível de 1% de probabilidade, para os níveis de salinidade da água de irrigação (dSm^{-1}),(Tabela 3). Entretanto, não houve interação significativa entre a salinidade da água de irrigação e o substrato (Tabela 2).

O uso de água com diferentes níveis de salinidade promoveu alterações nas características químicas do solo,verificando-se aumento linear da condutividade elétrica, nos teores de Ca^{2+}+Mg^{2+} e Na^{+}, na relação de absorção de sódio (RAS) e na percentagem de sódio trocável (PST) (Figura 1), fazendo com que o substrato fosse classificado como salino, quando irrigado com águas de condutividade elétrica superiores a 1,6 dSm^{-1}, as quais elevaram a condutividade elétrica da solução do solo a valores superiores a 4,0 dSm^{-1}.

Tabela 2. Resumo da análise de variância e teste de comparação de médias das variáveis condutividade elétrica (CE_{es}) dSm^{-1}, pH, teores de cálcio mais magnésio ($Ca + Mg^{+2}$), sódio (Na^{+}), relação de absorção de sódio (RAS) e percentagem de sódio trocável (PST) da pasta saturada de substratos (S) irrigados com água de diferentes níveis salinidade (NS) atéos 45 dias após a semeadura. Pombal, PB, 2013.

FV	GL	QM							
		CE_{es}	pH	$Ca^{2+} + Mg^{+2}$	Na^{+}	RAS	PST	DPE	PE
S	1	0,2651 ^{NS}	0,0896**	12,0333 ^{NS}	2,9114 ^{NS}	0,0270 ^{NS}	0,0294 ^{NS}	2,6403 ^{NS}	$0.503E^{-32\ NS}$
NS	4	38,0981**	0,0563**	234,8000**	234,4382**	9,6092**	18,2678**	490,0586**	0.2300 **
S x NS	4	0,7968**	0,0137 ^{NS}	35,7000**	11,7914**	0,3695*	0,6953*	11,6370 ^{NS}	$0.166E^{-2\ NS}$
BLOCO	2	0,0144 ^{NS}	0,0163 ^{NS}	0,8333 ^{NS}	1,0772 ^{NS}	0,0798 ^{NS}	0,1451 ^{NS}	4,8813 ^{NS}	$0.933E^{-2\ NS}$
ERRO	18	0,0804	0,0051	5,0926	1,8698	0,1136	0,2166	8,9968	$0.562E^{-2}$
CV		5,32	0,85	7,18	10,11	3,34	13,27	15,70	20,45
MÉDIA		5,33	8,44	31,43	13,52	10,10	3,51	19,1033	0,3666

**= 1% de probabilidade, *= 5% de probabilidade; NS= não significativo; GL= grau de liberdade; CV= coeficiente de variação. S1: substrato 1; S2: substrato 2.

Porém, salienta-se que, nos substratos, não se verificou características que pudessem classificá-los como sódicos em nenhum nível de salinidade, já que, segundo a classificação de Richard (1954), o solo, para ser considerado sódico, deve ter PST superior a 15% e pH superior a 8,5. Desta maneira, os danos passíveis de serem verificados nas variáveis de crescimento poderão estar associados, principalmente, ao aumento da concentração total de sais no substrato.

Tais resultados demonstram que a utilização da lamina de lixiviação associada às características dos substratos reduzem os impactos dos sais de sódio, devido à competitividade dos sais presente na água com as cargas do solo considerando que o excesso desses sais causa efeitos negativos sobre a produção agrícola e sobre a sustentabilidade de ecossistemas áridos e semiáridos (Qadir et al., 2007).

Observou-se no substrato 1, o qual apresenta menor teor de matéria orgânica e maior teor de terra vegetal na sua composição,os maiores valores de CE_{es},nos teores de Ca^{2+}+Mg^{2} e de Na^{+}, na RAS e na PST, com o aumento dos níveis de salinidade da água de irrigação (Figura 1 A, C, D, E e F), verificando-se, ao se aumentar a CE_a em uma unidade, incremento de 1,57 para condutividade elétrica do extrato de saturação, 3,51 para os teores de cálcio mais magnésio, 4,12 para os teores de sódio, 0,83 para RAS e de 1,14 para PST (Figura 1 A ,C,D,E e F).

Para o substrato 2, que possuía proporções equivalentes de matéria orgânica e terra vegetal, os impactos da irrigação com água salina foram notoriamente menores, verificando-se, com aumento em uma unidade na salinidade da água ($dS\ m^{-1}$), acréscimos de 1,18 $dS\ m^{-1}$ para CE_{es}, 2,93 $cmol_c\ L^{-1}$ para $Ca+Mg^{2}$, 2,79 $cmol_c\ L^{-1}$ para Na^{+}, 0,56 para RAS e 0,77% para PST (Figura 1 A ,C,D,E e F). Sendo assim, ao se

comparar os valores relacionados aos incrementos com aumento unitário da salinidade da água entre os substratos, verifica-se uma redução no efeito de 24,8; 16,5; 32,3; 32,5 e 32,4%, para a $CE_{es,}$ Ca+Mg, Na, RAS e PST, respectivamente..

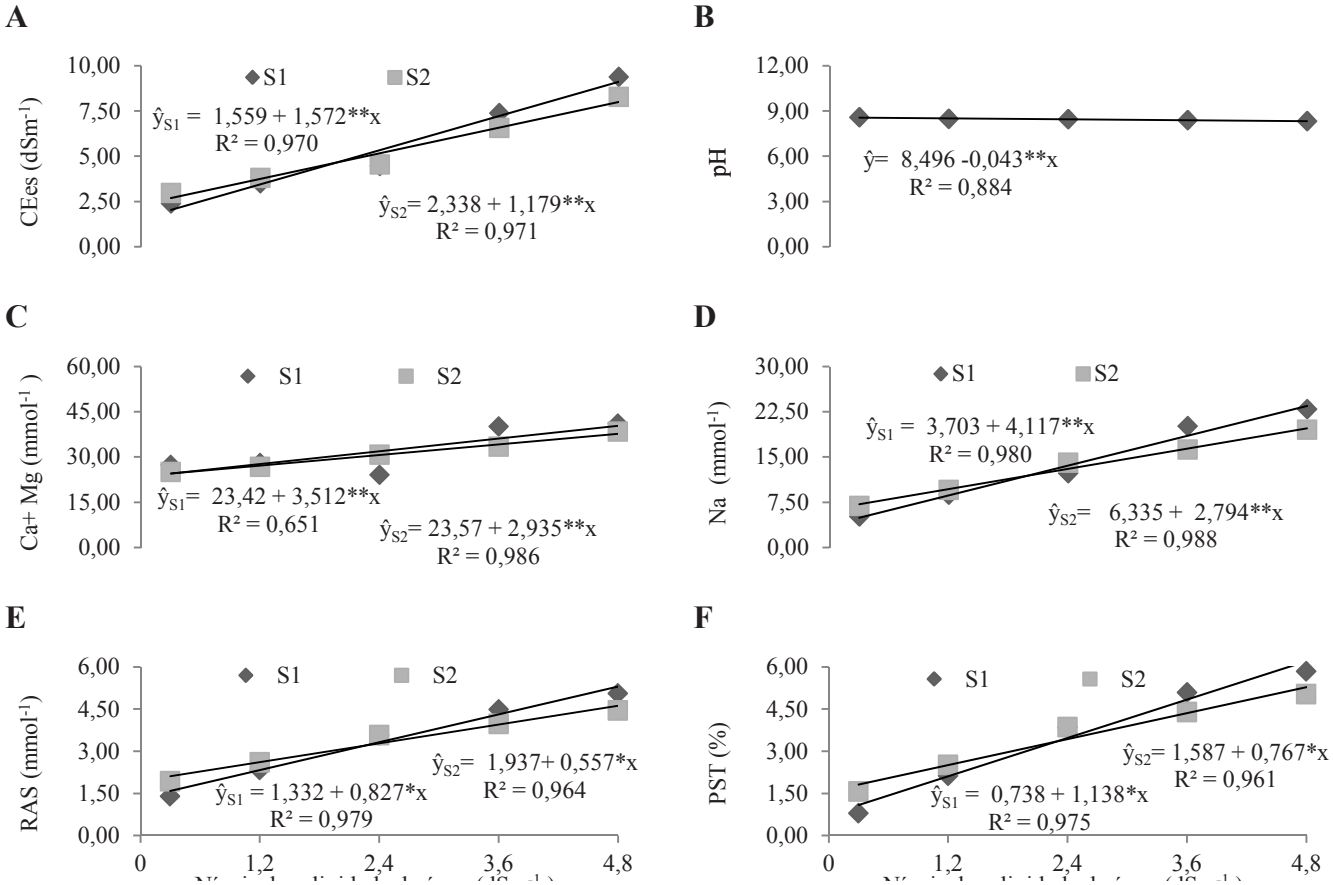


Figura 1. Condutividade elétrica (Cees)(dSm^{-1}) (A), pH (B) , Ca^{+2} + Mg^{+2} ($mmol^{-1}$) (C), Na^{+} ($mmol^{-1}$) (D), Relação de absorção de sódio (RAS) ($mmol^{-1}$) (E) e percentagem de sódio trocável (PST) (%) (F) de substratos aos 45 dias apósirrigação com água salina ($dS\ m^{-1}$). Pombal, PB, 2013.

Tal resultado faz crê que o aumento no teor de matéria orgânica tenha garantido ao substrato 2, características químicas melhores, mesmo com o aumento da salinidade da água. Deve-se salientar que a matéria orgânica tende a melhorar a estrutura do solo, sendo assim, melhorando o processo de floculação e formação de agregados, o que vem a garantir uma melhoria, também, na velocidade de infiltração de água no solo, sendo assim, melhorando o processo de drenagem e lavagem de sais, já que estava sendo aplicada uma fração de lixiviação de 20%. Resultados semelhantes são observados por Sousa et. al, (2008) onde o acréscimo de matéria orgânica ao substrato reduz os efeitos da salinidade.

O pH do substrato foi reduzido linearmente com o aumento da salinidade da água de irrigação, com redução unitária de -0,043 (Figura 1B). O substrato 2 apresentou o maior

valor de pH com 1,3% a mais que o substrato 1. O declínio do pH com o aumento da salinidade da água de irrigação também foram observados por Sousa et. al, (2008) ao avaliar o aspecto salino do substrato contendo biofertilizante irrigado com água salina na produção de mudas de maracujazeiro.

Observou-se que salinidade da água de irrigação influenciou, significativamente, os dias para emergências das plântulas de pinheira, se ajustando ao modelo quadrático, onde os melhores resultados foram obtidos com 11,3 dias em média para emergência das mesmas quando irrigadas com água a 0,63 dSm^{-1}, levando assim 20,5 dias amenos que o maior nível de salinidade estudado 4,8dSm^{-1} que necessitou de 31,8 dias, em média, para emergência das plântulas (Figura 2A). A melhor percentagem de emergências das plântulas de pinheira foi observada quando as plantas foram irrigadas com água de 0,89 dSm^{-1} com 62% de emergência, independente do substrato utilizado, apresentando reduções quando irrigado com águas com condutividade elétrica superiores (Figura 2B). Resultados semelhantes foram obtidos por Nobre et al., (2003) em porta enxertos de gravioleira, onde os maiores níveis de salinidade prolongaram, os dias para a emergência das plantas, acredita-se a dificuldade do movimento da água no solo, em função da salinidade, reduz a absorção de água pela semente e com isso o processo de embebição da mesma.

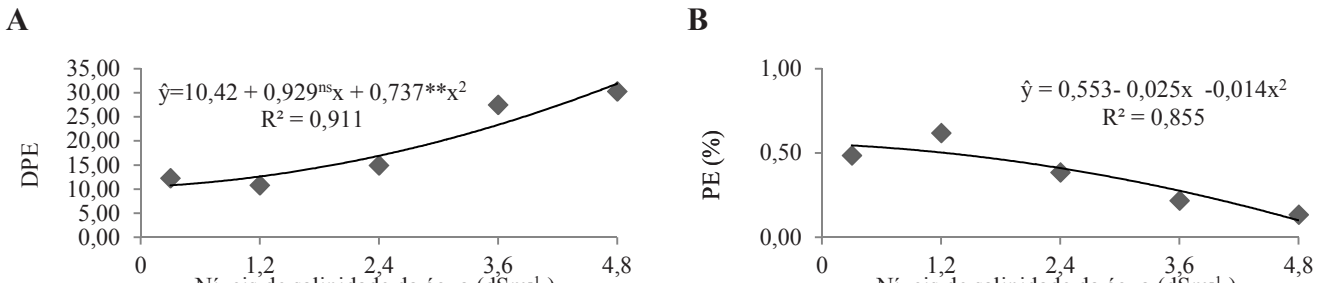


Figura 2. Dias para emergência (DPE) ($dias^{-1}$) (A), Percentagem de emergência (PE) (%) (B), Altura (AT) (cm) (C) e Diâmetro caulinar (DC) (mm) (D) de plantas de pinheira em função da salinidade da água (dS m^{-1}) e substratos aos 45 dias após semeadura. Pombal, PB, 2012.

Conclusão

1. A irrigação com água salina aumenta a salinidade do substrato, porém o aumento do teor de matéria orgânica reduz os impactos da salinidade no solo e na planta. A alta concentração de sais na água de irrigação inibe a emergência, crescimento e ganho de biomassa das plântulas de pinheira.
2. As plantas de pinheira alcançaram os melhores resultados quando cultivadas no substrato 2 contendo 40% de solo, 40% de esterco bovino e 20% de areia irrigados com água de irrigação de 1,2 dS m^{-1}.

Referencias

Audry, P.; Suassuna, J. A. A qualidade da água na irrigação do trópico semi-árido um estudo de caso. In: Seminário Franco-Brasileiro de Pequena Irrigação. Recife, Anais... Recife: CNPq, SUDENE, 1995, p.147-153.

Ferreira, D. F. Análises estatísticas por meio do Sisvar para Windows versão 4.0. In: Reunião Anual da Região Brasileira da Sociedade Internacional de Biometria, São Carlos, SP. p.255-258, 2000.

Lima, A. de A.; Caldas, R.C.; Santos, V. da S. Germinação e crescimento de espécies de maracujá. **Revista Brasileira de Fruticultura**, vol.28, nº.1, 2006.

Medeiros, J. F. de; Lisboa, R. A.; Oliveira, M. de; Silva Júnior, M.J.; Alves, L. P. Caracterização das águas subterrâneas usadas para irrigação na área produtora de melão da Chapada do Apodi. **Revista Brasileira Engenharia Agrícolae Ambiental**, v. 7, n.3,p. 469-472, 2003.

Minami, K. A pesquisa em substrato no Brasil. In: Kämpf, A.N.; Fermino, M.H. Substratos para plantas: a base da produção vegetal em recipientes. Gênesis: Porto Alegre, 2000, p.159-12.

Nobre, R. G.; Fernandes, P. D.; Gheyi, H. R.; Santos, F. J. S.; Bezerra, I. L.; Gurgel, M. T. 2003. Germinação e formação de mudas enxertadas de gravioleira sob estresse salino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 38, n. 12, p. 1365-1371.

Qadir, M.; Oster, J. D.; Schubert, S.; Noble, A. D.; Sahrawat, K. L. Phytoremediation of Sodic and Saline-SodicSoils. **Advances in Agronomy**, 96:197-247, 2007.

Richards, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington: United StatesSalinityLaboratory, (USDA. AgricultureHandbook, 60). 1954, 160p.

Silva Filho, S. B.; Cavalcante, L. F.; Oliveira, F. A.; Lima, E. M.; Costa, J. R. M. Monitoramento da qualidade da água e acúmulo de sais no solo pela irrigação. **Irriga**, v.5, n.2, p.112-15, 2000.

Silva, A. Q.; Silva, H. Nutrição e adubação de Anonáceas. In: São José, A. R.; Souza, I. V. B.; Morais, O. M.; Rebouças, T. N. H. (Ed.). *Anonáceas*: produção e mercado (pinha, graviola, atemoia e cherimólia). Vitória da Conquista: DFZ/UESB, 1997, p.118-137.

Sousa, G. B.; Cavalcante, L. F.; Cavalcante, I. H. L.; Beckmann- Cavalcante, M. Z.; Nascimento, J. A. Salinidade do substrato contendo biofertilizante para formacão de mudas de maracujazeiro irrigado com água salina. **Revista Caatinga**, vol. 21, núm. 2, p. 172-180, 2008.

Taiz, L.; Zeiger, E. Fisiologia vegetal. 4.ed. Porto Alegre: Artmed, 2009, 819p.

CONSERVAÇÃO DO BIOSSURFACTANTE DE *PSEUDOMONAS* SP PARA UTILIZAÇÃO AMBIENTAL[A]

[A]Resultados Parciais do Projeto de Iniciação Científica. Financiamento: CAPES, FACEPE

Isabela Natália da Silva Ferreira[1], Raquel Diniz Rufino[2], Juliana Moura de Luna[2], Leonie Asfora Sarubbo[3]

[1]Aluna do Centro de Ciência e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco, Rua do Príncipe, n. 526, Boa Vista, CEP: 50050-900, Recife, PE, Brasil. Isabelanatalia13@hotmail.com. Voluntária do PIBIC da UNICAP. [2]Pós-Doutorandas em Biotecnologia, PNPD. Bolsista CAPES/FACEPE. Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP. [3]Professora e Pesquisadora do Centro de Ciências e Tecnologia, UNICAP.

Resumo

O número de acidentes causados por derivados de petróleo em ambientes aquáticos têm alarmado a comunidade ambiental e científica devido aos crescentes danos causados. Isso tem motivado o desenvolvimento de procedimentos e técnicas de combate à poluição ambiental. O presente estudo teve como principal objetivo formular um aditivo à base de biossurfactante estável para aplicação como coadjuvante da biorremediação de água do mar, avaliando o comportamento do líquido metabólico contendo biossurfactante de *Pseudomonas* sp. produzido em biorreator. Nesse sentido, diferentes concentrações de sorbato (0,2; 0,6 e 1%), processo de tindalização fracionada e vapor fluente com adição de 0,2% de sorbato foram testadas. Após a formulação dos líquidos metabólicos contendo o biossurfactante produzido, as amostras foram submetidas à temperatura ambiente por 90 dias. Após esse período as tensões superficiais dos líquidos metabólicos apresentaram valores de 28,3mN/m a 30mN/m, e dessa forma pode-se observar que as suas tensões superficiais originais, de 29 mN/m, não tiveram grandes alterações. A atividade de emulsificação atingiu valores de 0% a 66%, e dessa forma os resultados mostram que o líquido metabólico contendo o biossurfactante apresenta possibilidade de ser aplicado como coadjuvante no controle da poluição causada por derivados de petróleo, em ambientes terrestres e aquáticos.

Palavras-chave: tensão superficial, atividade de emulsificação, biorremediação

Introdução

O derramamento de hidrocarbonetos provoca a contaminação ambiental, gerando consequências desastrosas para os organismos vivos. Estima-se que 0,08%-0,4% da produção mundial de petróleo alcancem, eventualmente, os oceanos. No Brasil, acidentes envolvendo hidrocarbonetos derivados de petróleo tais como gasolina e óleo combustível, têm causado sérios problemas ambientais. Em 1998, 1200m^3 de óleo combustível foram derramados devido à corrosão de um oleoduto na cidade de Cubatão, no Estado de São Paulo.

Acidente como foi citado acima tem intensificado o desenvolvimento de procedimentos e técnicas de combate à poluição ambiental por derivados de petróleo. Os solos contaminados por petróleo e derivados normalmente são tratados através de metodologias físicas, químicas ou biológicas. Entretanto, as novas diretrizes de recuperação de solos e águas têm restringido o uso de produtos químicos. Dentre as técnicas de remediação disponíveis, a biorremediação tem se destacado, embora a solubilidade reduzida dos hidrocarbonetos dificulte o acesso dos micro-organismos e a consequente biodegradação do poluente (BENINCASA et al., 2007).

Uma das possíveis soluções para a baixa disponibilidade dos poluentes hidrofóbicos consiste no uso de surfactantes. Os surfactantes constituem uma classe importante de compostos químicos muito utilizados em diversos setores industriais. Esses compostos são formados por estruturas moleculares contendo porções hidrofílicas e hidrofóbicas que tendem a se distribuir nas interfaces entre as fases fluidas com diferentes graus de polaridade (óleo/água e água/óleo) (MUTHUSAMI et al., 2008). Estas propriedades promovem a redução da tensão superficial e interfacial, conferindo a capacidade de detergência, emulsificação, lubrificação, solubilização e dispersão de fase (GAUTAM; TYAGI, 2006). A porção hidrofílica é constituída por grupamentos aniônicos, catiônicos, não-aniônicos ou anfóteros, enquanto que a parte hidrofóbica geralmente é um hidrocarboneto linear ou ramificado apresentando ou não duplas ligações e/ou grupos aromáticos (NITSCHKE et al., 2007).

A eficiência e a efetividade são características básicas essenciais que determinam um bom surfactante. A eficiência é medida através da CMC, enquanto que a efetividade está relacionada com os valores de tensão superficial e interfacial, os quais devem ser reduzidos (MUKHERJEE et al., 2006).

Os surfactantes podem ser aplicados na agricultura, na indústria alimentícia, nas indústrias farmacêuticas, de higiene, têxtil e de cosméticos (SINGH et al., 2007). Entretanto, o maior mercado para os surfactantes é na indústria petrolífera, onde podem ser amplamente utilizados

para a recuperação avançada de petróleo (MEOR – microbial enhanced oil recovery), na remoção e mobilização de resíduos oleosos e na tecnologia da biorremediação (NITSCHKE; PASTORE, 2002).

A grande maioria dos surfactantes disponíveis comercialmente é sintetizada a partir de derivados de petróleo. Entretanto, as novas legislações de controle ambiental têm levado à procura por surfactantes naturais como alternativa aos produtos existentes (MAYER; SOBERON-CHAVES, 2000).

Surfactantes microbianos ou biossurfactantes são metabólitos produzidos principalmente por bactérias e leveduras, embora alguns fungos também os produzam (RON; ROSENBERG, 2002a). Esses compostos, em virtude de sua biodegradabilidade e compatibilidade com o meio ambiente, ao contrário dos similares petroquímicos (sintéticos), têm sido cada vez mais estudados (MAKKAR; CAMEOTRA, 2002). Os tipos, as quantidades produzidas, bem como o tipo dos biossurfactantes, são determinados a partir da escolha do(s) substrato(s) utilizado(s), que podem ser solúveis e insolúveis, bem como pela concentração de íons como P, N, Mg, O e Fe no meio de cultura, além das condições de cultivo (MULLIGAN, 2005). As tensões superficiais e interfaciais estão em torno de 30 mN/m e 1 mN/m, respectivamente. Já as massa molares se encontram entre 500 a 1500 Da (CORTIS; GHEZZEHEI, 2007).

A despeito das vantagens dos biossurfactantes frente aos similares petroquímicos, estes ainda não são amplamente utilizados devido aos altos custos de produção associados a métodos ineficientes de recuperação do produto e ao uso de substratos caros, embora esse custo possa ser significativamente reduzido através do uso de fontes alternativas de nutrientes, facilmente disponíveis e de baixo custo, bem como através da obtenção de altos rendimentos do produto (TULEVA et al., 2002).

Nesse contexto, os resíduos industriais têm despertado grande interesse dos pesquisadores como alternativa para o fornecimento de substratos de baixo custo para a produção de biossurfactantes, uma vez que a escolha do substrato possa representar uma redução de até 40% do custo total do processo (MANEERAT, 2005). Resíduos de destilaria (DUBEY; JUWARKAR, 2001), soro de queijo (KOCH et al., 1988), melaço (PATEL; DESAI, 1997) e efluente de óleo de oliva (MERCADÈ et al., 1994), entre outros, têm sido descritos como substratos para a produção de biossurfactantes.

Neste sentido, o presente trabalho teve como principal objetivo formular um aditivo à base de biossurfactante estável para aplicação como coadjuvante da biorremediação de ambientes aquáticos.

Materiais e Métodos

Micro-organismo: a *Pseudomonas* sp. isolada em área portuária e depositadas no Banco de Culturas do Núcleo de Pesquisa em Ciências Ambientais (NPCIAMB) da Universidade Católica de Pernambuco foi testada como produtora do biossurfactante.

Meios de cultura

Meio de crescimento do inoculo: para crescimento do inóculo foi utilizado o meio Caldo Nutritivo (CN), com a seguinte composição: Extrato de carne (5,09g), Peptona (15,0g), NaCl (5,0g), K_2HPO_4 (5,0g), Água destilada (1,0L), pH (7,0).

Meio de produção: o meio mineral descrito por Bushnell e Hass (1941), composto por 1 g/L de KH_2PO_4, 1g/L de K_2HPO_4, 0,2 g/L de $MgSO_4.7H_2O$, 0,2g/L de $CaCl_2.H_2O$ e 0,05g/L de $FeCl_3.6H_2O$ foi utilizado para a produção do biossurfactante. As fontes de carbono (melaço de cana) e nitrogênio (milhocina) foram adicionadas nas concentrações de 3% cada.

Preparação do inoculo: culturas jovens da bactéria obtidas após 24 horas de cultivo em meio AN foram transferidas para Erlenmeyer contendo 50 mL de Caldo Nutritivo (CN), o qual foi mantido sob agitação orbital de 150 rpm durante um período de 10-14 horas a 28°C para obtenção de uma D.O. (Densidade Óptica) de 0,7 (correspondente a um inóculo de 10^7 U.F.C./mL) a 600 nm. Esta leitura foi utilizada como inóculo na concentração de 3% (v/v).

Produção do biossurfactante: as fermentações para produção dos biossurfactantes foram realizadas em biorreator de 50L de capacidade, contendo o meio de produção e incubados com 3% do pré-inóculo. O biorreator foi mantido sob agitação durante 48 horas, à temperatura de 28°C. Ao fim do cultivo, amostras foram retiradas para determinação da tensão superficial e do rendimento em biossurfactante isolado.

Determinação da tensão superficial: a tensão superficial foi medida no líquido metabólico livre de células em tensiômetro KSV Sigma 70 (Finland) utilizando-se o anel de NUOY. A tensão superficial foi medida através da imersão do anel de platina no líquido metabólico e registrando-se a força requerida para puxá-lo através da interface ar-líquido.

Estabilização do líquido metabólico com propriedade surfactante: o líquido metabólico do biossurfactante produzido em biorreator foi conservado de acordo com os procedimentos: Ao líquido metabólico foram adicionadas diferentes concentrações do sorbato (0,2% 0,6% e 1%); O líquido metabólico foi aquecido a 80°C (vapor fluente) durante 30 min e depois adicionado de sorbato a 0,2%; O líquido metabólico foi esterilizado por tindalização fracionada (vapor fluente) durante 30 min por 3 dias consecutivos.

Em seguida, o líquido metabólico tratado conforme os procedimentos descritos acima foram estocados à temperatura ambiente ao longo de 90 dias para observação da estabilidade. Testes foram realizados para determinação do tempo de estocagem (0, 10, 20, 30, 60 e 90 dias) à temperatura ambiente de 28-30 ºC, verificando-se a tensão superficial e a capacidade de emulsificação.

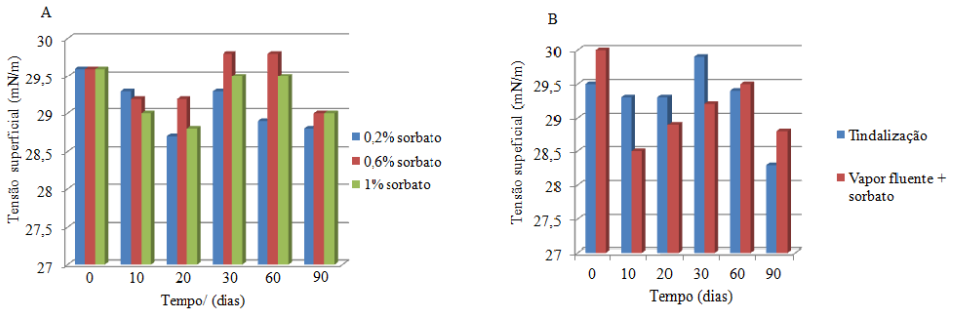
Resultados e Discussão

A tensão superficial é a força de atração existente entre as moléculas dos líquidos (RUFINO et al., 2008). O presente estudo teve como principal objetivo avaliar o comportamento do biossurfactante frente a diferentes condições de conservação. A figura 1A apresenta as tensões superficiais do líquido metabólico produzido por *Pseudomonas* sp quando submetido a diferentes técnicas de conservação: 0,2, 0,6 e 1% de sorbato.

No primeiro dia de estocagem (tempo zero), todas as amostras apresentaram tensão de 29,6 mN/m. Após vinte dias de conservação com 0,2%; 0,6% e 1% de sorbato a tensão superficial demonstrou uma redução para valores em torno de 28 a 29 mN/m, permanecendo até os 90 dias.

A figura 1B mostra os valores de tensão superficial do líquido metabólico produzido por *Pseudomonas* sp após processo de vapor fluente acrescido 0,2% de sorbato e tindalização fracionada e estocagem durante 90 dias. Na condição utilizando vapor fluente adicionado de 0,2% de sorbato como conservante, a partir do décimo dia de estocagem, houve uma redução na tensão superficial de 30mN/m para 28,4mN/m. Após 60 dias de conservação houve um aumento na tensão para 29,5mN/m, e ao fim do experimento com 90 dias de estocagem, ocorreu uma nova queda para 28,8mN/m. No processo de tindalização fracionada a tensão inicial foi de 29,5mN/m e após 30 dias de conservação houve um aumento na tensão para 29,9mN/m. Ao fim do experimento, a tensão superficial apresentou uma redução para valores em torno de 28 mN/m.

Figura 1. Tensão superficial do líquido metabólico livre de células produzido por *Pseudomonas* sp, após 90 dias de conservação após processos de estabilidade: A) adição de 0,2, 0,6 e 1% de sorbato; B) tindalização fracionada e vapor fluente + 0,2% de sorbato)



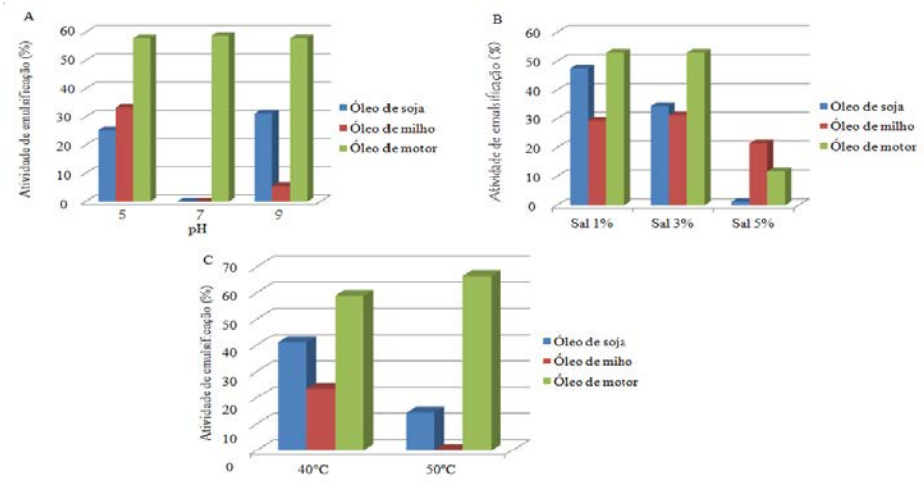
A atividade de emulsificação consiste na capacidade do líquido metabólico contendo biossurfactante emulsificar o óleo e permanecer estável nessa união. O líquido metabólico produzido por *Pseudomonas* sp após 15 dias de conservação com adição de 0,2% de sorbato em diferentes concentrações de pH, NaCl e temperatura (Figura 3).

Nas amostras submetidas a diferentes valores de pH o biossurfactante apresentou atividades de emulsificação eficientes para o óleo de motor.

Quando o biossurfactante foi submetido a diferentes concentrações de NaCl, as atividades de emulsificação para o óleo de motor apresentaram estabilidade frente a variações de sal, obtendo valores em torno 52%, e demonstrando uma redução para 11% quando submetido a maior concentração de sal.

A estabilidade do biopolímero produzido também foi testada frente a diferentes temperaturas e valores de pH. Nas amostras submetidas a 40°C e 50°C os valores de atividade de emulsificação, com óleo de motor, permaneceram estáveis. No entanto, nas condições de emulsificação na qual foram usados óleo de soja e óleo de milho, os resultados não foram satisfatórios. e dessa forma pode-se observar a especificidade de ação do biossurfactante para emulsificação do óleo de motor.

Figura 3. Atividade de emulsificação do liquido metabólico produzido por *Pseudomonas* sp após 15 dias de conservação com adição de 0,2% de sorbato em diferentes concentrações de pH (A), NaCl (B), e temperatura (C), com óleo de motor, óleo de soja e óleo de milho



Conclusões

1. Os resultados mostram que as tensões superficiais do líquido metabólico produzido por *Pseudomonas* sp, após submetido a 0,2%; 0,6% e 1% de sorbato não apresentaram alterações significativas o longo dos 90 dias de conservação. Dessa forma, podemos caracterizá-lo como estável mediante o uso dessa técnica.

2. Os valores da atividade de emulsificação do líquido metabólico produzido por *Pseudomonas* sp utilizando óleo de soja e óleo de milho, não foram tão satisfatórios como esperados, entretanto as emulsificações feitas com óleo de motor apresentaram melhores resultados. E dessa forma pode-se observar a especificidade de ação do biossurfactante para emulsificação do óleo de motor.

Referências

BENINCASA, M. Rhamnolipid produced from agroindustrial wastes enhances hydrocarbon biodegradation in contaminated soil. **Current Microbiology**, v. 54p. 445-449, 2007.

CORTIS, A.; GHEZZEHEI, T.A. On the transport of emulsions in porous media. **Journal of Colloid and Interface Science**, v. 313, p. 1-4, 2007.

DUBEY, K., JUWARKAR, A. Distillery and curd whey wastes as viable alternative sources for biosurfactant production. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v. 17, p. 61-69, 2001.

GAUTAM, K. K.; TYAGI, V. K. Microbial Surfactants: a review. **Journal of Oleo Science**, v. 55, p. 155-166, 2006.

KOCH, A. K.; REISER, J.; KAPPELI, O.; FIECHTER, A. Genetic construction of lactose-utilizing strains of *Pseudomonas aeruginosa* and their application in biosurfactant production. **Biotechnology**, v. 51, p. 1335-1339, 1988.

MAKKAR, R. S.; CAMEOTRA, S. S. An update on the use of uncoventional substrates for biosurfactant production and their new applications. **Applied Micobiology and Biotechnology**, v. 58, p. 428-434, 2002.

MANEERAT, S. Production of biosurfactants using substrates from renewable-resources. **Songklanakarin Journal of Science and Technology**, v. 27, p. 675-683, 2005.

MAYER, R. M.; SOBERON-CHAVEZ, G. Pseudomonas aeruginosa rhamnolipids: byosynthesis and potential applications **Applied Micobiololy and Biotechnology**, v. 54, v. 625-633, 2000.

MERCADE, M. E.; MANRESA, M. A. The use of agro industrial by products for biosurfactant production. **Journal of American Oil and Chemistry Society**. v. 71, p. 61-64, 1994.

MUKHERJEE, S.; DAS, P.; SEN, R. Towards commercial production of microbial surfactants. **Trends in Biotechnology**, v. 24, p. 509-515, 2006.

MULLIGAN, C. N. Evironmental applications for biosurfactants. **Environmental Pollution**, v. 133, p. 183-198, 2005.

MUTHUSAMY, K.; GOPALAKRISHNAN, S.; RAVI, T,K.; SIVACHIDAMBARAM, P. Biosurfactants: properties, commercial production and application. **Current Science**, v. 94, p. 736-747, 2008.

NITSCHKE M.; COSTA, S. G. V. A. O. Biosurfactants in food industry. **Trends in Food Science & Technology**, v. 18, p. 252-259, 2007.

PATEL, P.; DESAI. A. Biosurfactant production by *Pseudomonas aeruginosa* GS3 from molasses **Letters in Applied Microbiology**, v. 25, p.91, 1997.

RON, E. Z.; ROSENBERG, E. Biosurfactants and oil bioremediation, **Current Opinion in Biotechnology**, v.13, p. 249-252, 2002a.

SINGH, A.; VAN HAMME, J. D.; WARD, O. P. Surfactants in microbiology and biotechnology: Part 2. Application aspects. **Biotechnology Advances**, v.25, p.99-121, 2007.

TULEVA, B. K.; IVANOV, G. R.; CHRISTOVA, N. E. Biosurfactant Production by a New *Pseudomonas putida* Strain. **Zeitschrift fur Naturforschung**, v. 57, p.356 – 360, 2002.

OTIMIZAÇÃO DA PRODUÇÃO DE BIOSSURFACTANTE POR *Candida utilis*

Jenyffer Medeiros Campos[a], Tânia Lúcia Montenegro Stamford[b], Valdemir Alexandre dos Santos[c], Leonie Asfora Sarubbo[c]

[a]Bolsista, Doutoranda, Departamento de Nutrição, Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-graduação em Nutrição, [Av. Prof. Moraes Rego, 1235 - Cidade Universitária, Recife, PE, Brasil, CEP: 50670-901. (e-mail: jenyffercdp@hotmail.com)]

[b]Docente, Departamento de Nutrição, Universidade Federal de Pernambuco, Programa de Pós-graduação em Nutrição, [Av. Prof. Moraes Rego, 1235 - Cidade Universitária, Recife, PE, Brasil, CEP: 50670-901.(e-mail: tlmstamford@yahool.com.br)]

[c]Docente,entro de Ciências e Tecnologia – Universidade Católica de Pernambuco, [Rua do Príncipe, 526 - Boa Vista - Recife, PE, Brasil, CEP 50050-900 (e-mail: (valdemir.alexandre@hotmail.com); (leonie@unicap.br);]

Resumo

A produção de agentes surfactantes por via microbiológica torna-se uma estratégia importante na obtenção de compostos compatíveis com o meio ambiente por apresentarem vantagens frente os surfactantes sintéticos como biodegrabilidade, baixa toxicidade, estabilidade em diferentes pHs, temperaturas e adição de NaCl e produção a partir de fontes renováveis. Neste sentido, propõe-se a produção de biossurfactante por levedura com utlização de resíduo como substrato de fonte renovável de aplicação ambiental. O biossurfacante foi produzido por *Candida utilis* cultivada em diferentes concentrações de óleo de fritura de canola, glicose, nitrato de amônio e extrato de levedura, em condições variadas de agitação, tamanho do inóculo e tempo, resultando em vinte e oito ensaios diferentes entre si. A estabilidade da emulsão do biossurfactante produzido e a tensão superficial e o rendimento foram avaliados resultando no meio nove como melhor condição. De acordo com os resultados obtidos, pode-se concluir que o biossurfactante produzido apresentou bom potencial de aplicação em diversos segmentos industriais.

Palavras-chave: óleo de fritura de canola, análise de componentes principais

INTRODUÇÃO

Biossurfactantes são compostos com atividade tensoativa, produzidos por várias espécies de microrganismos. A produção de biossurfactantes apresenta alguns aspectos limitantes quando comparada com a produção de surfactantes químicos, já que o custo de produção é cerca de 50 vezes maior. Assim, o sucesso da produção industrial de biossurfactantes irá depender do desenvolvimento de processos mais econômicos (SOBRINHO et al., 2008). O problema econômico da produção de biossurfactantes pode ser significativamente reduzido através do uso de fontes alternativas de nutrientes, como os resíduos agroindustriais, facilmente disponíveis e de baixo custo (LUNA et al., 2009; MAKKAR; CAMEOTRA, 2002; CASTIGLIONI et al., 2009). Neste contexto, objetiva-se otimizar as condições de produção de biossurfactantes por levedura para a produção de biopolímeros com possíveis aplicações no segmento industrial e meio ambiente.

MATERIAL E MÉTODOS

Produção do biossurfactante

Utilizou-se a espécie de levedura *Candida utilis* procedente da coleção de culturas do Departamento de Antibióticos da Universidade Federal de Pernambuco. A cultura foi mantida a 5°C em meio Yeast Mold Agar (YMA), repicadas mensalmente para manutenção da viabilidade celular. Uma amostra da levedura contida no YMA foi transferida para frascos contendo 50mL do meio YMB (Yeast Mold Broth), sendo então incubados sob agitação de 200rpm a 28°C durante 24 horas. Após este período, serão realizadas diluições até se obter a concentração final de células desejada (10^8 células/mL) em Câmara de Neubauer. As fermentações foram realizadas em frascos de Erlenmeyer de 250 mL contendo 100 mL do meio de produção. Os frascos foram incubados variando entre si de acordo com as condições descritas na tabela 1, todos mantidos à temperatura de 28ºC. Após o cultivo, alíquotas foram retiradas para determinação da tensão superficial, da atividade de emulsificação e rendimento do produto isolado.

Tabela 1 – Matriz de planejamento dos ensaios para otimização dos constituintes do meio de produção e condições de cultivo

ENSAIOS	ÓLEO DE CANOLA (%)	GLICOSE (%)	NITRATO DE AMÔNIO (%)	EXTRATO DE LEVEDURA (%)	AGITAÇÃO (rpm)	INÓCULO (%)	TEMPO (horas)
1	3	6	0,20	0,30	150	1	88
2	4	6	0,20	0,30	150	1	88
3	5	6	0,20	0,30	150	1	88
4	6	6	0,20	0,30	150	1	88
5	6	2	0,20	0,30	150	1	88
6	6	4	0,20	0,30	150	1	88
7	6	6	0,20	0,30	150	1	88
8	6	8	0,20	0,30	150	1	88
9	6	6	0,10	0,30	150	1	88
10	6	6	0,20	0,30	150	1	88
11	6	6	0,30	0,30	150	1	88
12	6	6	0,40	0,30	150	1	88
13	6	6	0,20	0,10	150	1	88
14	6	6	0,20	0,30	150	1	88
15	6	6	0,20	0,50	150	1	88
16	6	6	0,20	0,70	150	1	88
17	6	6	0,20	0,30	120	1	88
18	6	6	0,20	0,30	150	1	88
19	6	6	0,20	0,30	200	1	88
20	6	6	0,20	0,30	250	1	88
21	6	6	0,20	0,30	150	0,3	88
22	6	6	0,20	0,30	150	1	88
23	6	6	0,20	0,30	150	2	88
24	6	6	0,20	0,30	150	3	88
25	6	6	0,20	0,30	150	1	74
26	6	6	0,20	0,30	150	1	88
27	6	6	0,20	0,30	150	1	108
28	6	6	0,20	0,30	150	1	128

Determinação da atividade de emulsificação

Para a determinação da atividade de emulsificação, amostras do líquido metabólico livre de células obtidas ao fim do cultivo foram analisadas conforme descrito por Cooper e Goldenberg (1987), em óleo vegetal de milho (*Zea mays*) e de girassol (*Helianthus annus*).

Determinação da tensão superficial e Isolamento do biossurfactante

A tensão superficial será medida em tensiômetro automático KSV Sigma 700 (Finland) utilizando-se a técnica do anel de NUOY e o rendimento por processos de extração do líquido metabólico pelo método de Ilori et al (2005).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Seleção da melhor condição de produção do biossurfactante

De acordo com a tabela 2, o meio que apresentou menor tensão superficial foi o dezoito. Apesar dos surfactantes encontrados na literaruta apresentarem eficiência quando apresentam valores inferiores a 30mN/m, Coimbra et al. (2009), utilizando meio mineral suplementado com 2,5% de resíduo industrial e 2,5% de milhocina na produção de biossurfactante utilizando diferentes espécies de *Candida,* observaram a redução da tensão superficial para: *C. sphaerica*- 52,18 mN/m, C. *glabrata* – 47,32 mN/m, *C. buinensis* – 43,54 e *C. guillermondii* – 42,00 mN/m, ou seja, valores de tensão acima de 40mN/m, corroborando com o presente estudo.

Em relação à melhor capacidade de emulsificação simultaneamente com os óleos de milho e de girassol pode-se descrever o meio nove. Dessa forma, pode-se observar que o biossurfactante produzido por *C. utilis* apresentou as maiores atividades de emulsificação para os óleos utilizados, não demonstrando assim especificidade de ação, podendo ser utilizado de forma eficiente para emulsificação de óleos vegetais, corroborando com Pacheco et al, 2010.

Ao analisar o rendimento do produto isolado, percebe-se melhor o meio treze, com valor superior a 5g/L. Estudos realizados por Sobrinho et al. (2008) utilizando milhocina (2,5%) e resíduo de refinaria (5%) como fonte de carbono obtiveram rendimento de 4,5g/L produzido por *C. sphaerica.* Rufino *et al.* (2007) obtiveram rendimentos de 8 g/L para o biossurfactante de *C. lipolytica* utilizando extrato de levedura e resíduo industrial como substratos. Sarubbo et al.(2007) observaram, para o biossurfactante produzido por *C. lipolytica* em meio contendo óleo de canola e glicose como substratos um rendimento de 8g/L. Recentemente, Abbasi et al (2012) obtiveram rendimento de 12g/L de *P.aeruginosa* em meio contendo 0,5% de extrato de levedura e 3,0% de nitrato de amônio.

Tabela 2 – Respostas experimentais na otimização de meio de biossurfactante produzido por *C. utlis*.

MEIO	TENSÃO SUPERFICIAL (mN/m)	ATIV. EMULSIF. (%) EM ÓLEO		RENDIMENTO (g/L)
		MILHO	GIRASSOL	
1	44,36	33	67	2,61
2	43,23	20	20	2,88
3	44,98	20	47	2,16
4	45,61	40	67	3,43
5	43,35	40	67	3,19
6	44,50	7	33	2,27
7	45,06	47	67	3,50
8	44,93	40	73	1,61
9	41,39	60	67	3,40
10	41,88	27	27	2,49
11	45,04	47	67	2,83
12	42,26	33	40	2,64
13	42,29	13	13	5,20
14	43,90	20	47	2,07
15	43,71	27	20	2,89
16	43,95	47	47	1,99
17	45,12	47	47	1,22
18	40,81	67	47	1,30
19	41,31	40	47	2,49
20	42,90	47	40	2,24
21	44,94	53	33	1,10
22	44,27	33	47	1,17
23	42,08	40	47	1,58
24	42,47	47	53	1,98
25	44,05	40	47	1,31
26	44,42	47	40	1,56
27	44,07	40	47	2,20
28	45,70	53	67	2,93

Análise de componentes principais (ACP)

A Análise de Componentes Principais é um método estatísitico de múltiplas variáveis que a análise tem por finalidade básica promover uma transformação linear nos dados de modo que os dados resultantes desta transformação tenham suas componentes mais relevantes nas primeiras dimensões, em eixos denominados principais (ANDRADE; PINTO, 2003). Pode-se observar nas figuras 1 e 2 que as variáveis que mais interferem positivamente na tensão superficial e no rendimento são

os percentuais de glicose, nitrato de amônio e extrato de levedura. Cruz (2012) ao avaliar os parâmetros que interferem na eficiência da biodegradação de petróleo bruto por *Pseudomonas aeruginosa* observou que a salinidade, oxigênio dissolvido e pH são os parâmetros que interferem na qualidade físico-química das águas de simulação. Estas variações podem ter sido vantajosas para o maior desenvolvimento dos fungos, já que podem adaptar-se às mais variadas concentrações de oxigênio, podendo utilizar tanto o oxigênio livre como o oxigênio combinado, e dependendo da concentração deste elemento no meio em que se encontram, utilizam-se de rotas metabólicas alternativas (desnitrificação e amonificação), além da respiração aeróbica convencional (TAKAYA, 2002).

Figura 1 – Análise de Componentes Principais sobre a tensão superficial

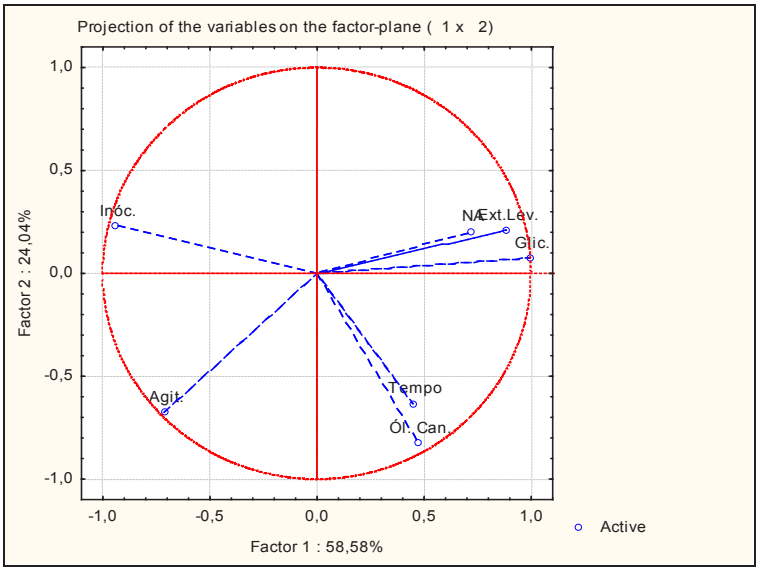
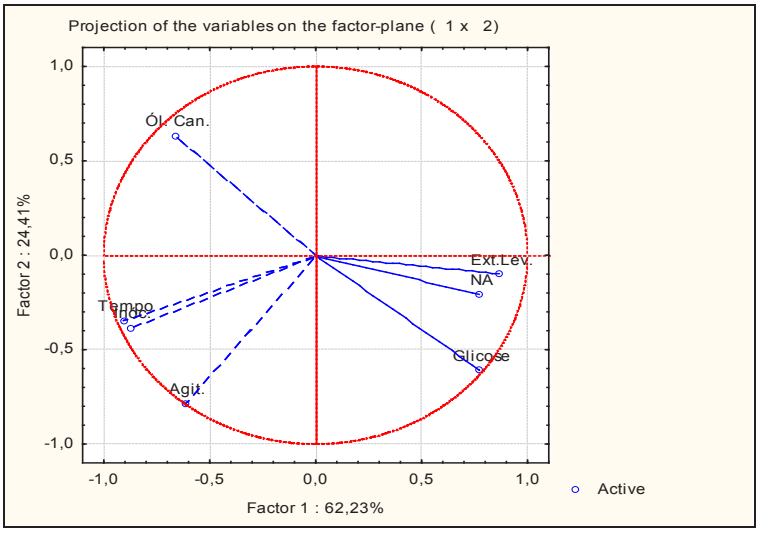


Figura 2- Análise de Componentes Principais sobre o rendimento do biossurfactante



CONCLUSÃO

1. Os fatores que interferiram na resposta tensão superficial e rendimento foram os percentuais de extrato de levedura, nitrato de amônio e glicose;
2. O biossurfactante foi bastante efetivo na emulsificação de óleos vegetais apresentando melhores condições no meio nove;
3. O biossurfactante produzido pode ser utilizado em diversos segmentos industriais incluindo a área ambiental.

AGRADECIMENTOS

À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco – FACEPE e ao Centro de Ciências e Tecnologia da Universidade Católica de Pernambuco que apoiaram esta pesquisa.

REFERÊNCIAS

ABBASI, H.; HAMEDI,M.M; LOTFABAD,T.B.; ZAHIRI, H.S.; SHARAFI, H.; MASOOMI, F.; MOOSAVI-MOVAHEDI, A.A; ORTIZ, A.; AMANLOU, M.; NOGHABI, K.A. Biosurfactant-producing bacterium, Pseudomonas aeruginosa MA01 isolated from spoiled apples: Physicochemical and structural characteristics of isolated biosurfactant. **Journal of Bioscience and Bioengineering,** v. 113, p. 211–219, 2012.

ANDRADE, M. C.; PINTO, L. C. M. Classificação de folhas por tamanho e forma através de descritores geométricos e Análise de Componentes Principais. **Anais do IV Workshop em Tratamento de Imagens, NPDI/DCC/ICEx/UFMG**, p. 54-61 2003.

CASTIGLIONI, G. L.; BERTOLIN, T. E.; COSTA, J.A.V. Produção de biossurfactante por *Aspergillus fumigatus* utilizando resíduos agroindustriais como substrato**. Química Nova**, v. 32, p. 292-295, 2009.

COIMBRA, C.D.; RUFINO, R.D.; LUNA, J.M.; SARUBBO, L.A. Studies of the cell surface properties of *Candida* species and relation with the production of biosurfactants for environmental applications. **Current Microbiology,** v. 58**,** p. 245-249, 2009.

COOPER, D.G.; GOLDENBERG, B.G. **Applied and Environmental Microbiology**, Washington, v. 53, p. 224-229, 1987.

CRUZ, J.F. **Avaliação da eficiência de surfactantes no processo de biodegradação de petróleo bruto em simulações de derrames no mar.** Dissertação. Instituto de Geociências. Universidade Federal da Bahia, 2012, 78p.

ILORI, M.O.; AMOBI C.J.; ODOCHA A.C. Factors affecting biosurfactant production by oil degrading *Aeromonas* spp. Isolated from a tropical environment. **Chemosphere**, v.61, p. 985-992, 2005.

LUNA, J.M.; RUFINO, R.D.; SARUBBO, L.A.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Characterisation, surface properties and biological activity of a biosurfactant produced from industrial waste by *Candida sphaerica* UCP0995 for application in the petroleum industry. **Colloids and Surfaces, B: Biointerfaces,** v.102, p. 202**-**209, 2013.

MAKKAR, R. S.; CAMEOTRA, S. S. An update on the use of uncoventional substrates for biosurfactant production and their new applications. **Applied Micobiology and Biotechnology***,* v. 58, p. 428-434, 2002.

PACHECO, G.J.; CIAPINA, E.M.P.; GOMES, E.B.; JUNIOR, N. P. Biosurfactant production by *Rhodococcus erythropolis* and its application to oil removal. **Brazilian Journal of Microbiology,** v, 41, p. 685-693, 2010.

RUFINO, R.D.; SARUBBO, L.A.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Enhancement of stability of biosurfactant produced by *Candida lipolytica* using industrial residue as substrate. **World Journal of Microbiology and Biotechnology**, v.23, p.729-734, 2007.

SARUBBO, L.A.; FARIAS, C.B.B.; CAMPOS-TAKAKI, G.M. Co-utilization of canola oil and glucose on the production of a surfactant by *Candida lipolytica*. **Current Microbiology**, v.54, p. 68-73, 2007.

SOBRINHO, H.B.S.; RUFINO, R.D.; LUNA, J.M.; SALGUEIRO, A.A.; CAMPOS-TAKAKI, G.M.; LEITE, L.F.C.; SARUBBO, L.A. Utilization of two agroindustrial by products for the production of a surfactant by *Candida sphaerica* UCP0995. **Process Biochemistry**, v. 43, p. 912-917, 2008.

TAKAYA, N. Dissimilatory nitrate reduction metabolisms and their control in fungi. **Journal of Bioscience and Bioengineering**, v. 94, n. 6, p. 506-510, 2002.

VIABILIZAÇÃO NO USO DA ÁGUA SALINA EM PINHÃO MANSO

Jônatas Raulino Marques de Sousa[1]; Francisco Cassio Gomes Alvino[2];
Marcos Eric Barbosa Brito[3]

1: Mestrando em Engenharia Agrícola, Departamento de Engenharia Agrícola/UAEA/UFCG, Campina Grande-PB, Brasil, jonatasraulyno@gmail.com;

2: Graduando em Agronomia, Centro de Ciência e Tecnologia Agroalimentar, CCTA/UFCG, Pombal – PB, Brasil, cassioalvino@hotmail.com

3: Prof. Doutor, Centro de Ciência e Tecnologia Agroalimentar, CCTA/UFCG, Pombal – PB, Brasil, marcoseric@ccta.ufcg.edu.br

Resumo

O uso de águas de qualidade inferior (salinas) pode comprometer os aspectos fisiológicos das culturas, assim como nas oleaginosas, a exemplo do Pinhão Manso, todavia, isso pode ser minimizado pelo uso de adubação nitrogenada. Objetivou-se avaliar as trocas gasosas do pinhão manso (*Jatropha curcas* L) submetido a diferentes níveis de salinidade da água e adubação nitrogenada na fase de produção de mudas. Usando um delineamento experimental de bloco casualizados, em esquema fatorial (5x5), estudou cinco níveis de condutividade elétrica da água de irrigação (0.3; 1; 2; 3 e 4 dS m^{-1}) combinados a cinco níveis de nitrogênio (0, 50; 100; 150 e 200%), os quais foram repetidos em 3 blocos, e cada parcela foi constituída por quatro plantas úteis, sendo avaliado a transpiração, a condutância estomática, a taxa de assimilação de CO_2 e a eficiência instantânea no uso da água, sendo os dados submetidos a análise de variância, seguindo de análise de regressão para obter as superfícies de respostas com uso do Programa Table Curve 3D®. Houve interação entre a salinidade e os níveis de nitrogênio, sendo que a salinidade reduziu os resultados das variáveis estudadas, porém, a adubação proporcionou redução no efeito da salinidade.

Palavras-chave: *Jatropha curcas* L. Fisiologia. Carbono

INTRODUÇÃO

O pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) é uma Euforbiaceae que surge como uma alternativa para o fornecimento de matéria prima para a produção de biodiesel, apresentando rusticidade e boas características agronômicas como alto potencial de rendimento de grãos e óleo por hectare, sendo considerada uma cultura perene com produção estimada em até 40 anos.

Comum à maioria das espécies cultivadas, o pinhão manso também sofre com os efeitos causados por estresses abióticos, a exemplo da salinidade que, segundo Rhoades e Loveday (1990), é um dos fatores ambientais que mais afeta o crescimento das plantas, sendo esse problema decorrente da acumulação de sais solúveis ou sódio trocável no solo, sobretudo, devido a um manejo inadequado da água de irrigação.

O processo de salinização ocorre naturalmente quando o somatório da evaporação e a transpiração, que removem a água (como vapor) do solo, são maiores que a precipitação, fazendo com que os sais fiquem mais concentrados, fato que ocorre, principalmente, em regiões áridas e semiáridas. Tal processo é otimizado quando a água de irrigação contém uma concentração alta de sais solúveis e, especialmente, quando não houver drenagem para lixiviar os sais acumulados.

Diversos relatos podem ser encontrados na literatura atribuindo a redução dos efeitos salinos através da elevação da adubação nitrogenada, indicando uma nova alternativa para mitigação dos danos causados pela salinidade, o que será de grande valia, pois, viabilizará a utilização de fontes hídricas com altas concentrações de sais, como açudes e águas subterrâneas, frequentemente encontradas em regiões semiáridas.

Assim diante do exposto, objetivou-se avaliar as trocas gasosas do pinhão manso submetido a diferentes níveis de salinidade da água e adubação nitrogenada na fase de produção de mudas

MATERIAL E MÉTODOS

O trabalho foi desenvolvido em condições de ambiente protegido, pertencente ao Centro de Ciências e Tecnologia Agroalimentar - CCTA da UFCG,

localizado no município de Pombal, Estado da Paraíba, nas coordenadas geográficas 6º48'16" de latitude S e 37º49'15" de longitude W, a uma altitude de 194 m.

Em um delineamento experimental de blocos casualizados, estudou-se, em esquema fatorial (5 x 5), cinco níveis de salinidade da água, sendo S1: água com condutividade elétrica (CE_a) de 0,3 dS m^{-1} (testemunha); S2 - CE_a de 1,0 dS m^{-1}; S3 - CE_a de 2,0 dS m^{-1}; S4 - CE_a de 3,0 dS m^{-1} e S5 - CE_a 4,0 dS m^{-1}, combinados a cinco níveis de adubação nitrogenada 0 (0%), 100 (50%), 200 (100%), 300 (150%) e 400 (200%) mg/planta, tomando-se por base as recomendações de Novais et al (1999) para ensaios em ambientes controlados na cultura do Pinhão manso, da semeadura até os 75 dias após semeadura. Unindo-se os fatores, tem-se como resultado 75 parcelas (5 níveis de salinidade x 5 níveis de adubação nitrogenada), repetidos em 3 blocos, e cada parcela constituída por quatro plantas úteis.

Aos 75 DAS foi realizada avaliação fotossintética, determinando-se: Transpiração (*E*) (mmol de H_2O m^{-2} s^{-1}), condutância estomática (*gs*) (mol de H_2O m^{-2} s^{-1}) e a Taxa de assimilação de CO_2 (*A*) (µmol m^{-2} s^{-1}), na terceira folha contada a partir do ápice. De posse desses dados, foi quantificada a eficiência no uso da água (EUA) (*A*/*E*) [(µmol m^{-2} s^{-1}) (mol H_2O m^{-2} s^{-1})$^{-1}$] (SCHOLES e HORTON, 1993; NEVES, et al., 2002; KONRAD et al., 2005; RIBEIRO, 2006). Usando-se o equipamento portátil de medição de fotossíntese "LCPro+" da ADC BioScientific Ltda.

Os dados obtidos foram avaliados mediante análise de variância pelo teste 'F' até o nível de 5% de probabilidade e nos casos de significância, realizou-se análise de regressão linear, utilizando do software estatístico SISVAR-ESAL (Lavras, MG) (FERREIRA, 2003). E para obtenção as superfícies de respostas utilizou-se o Programa Table Curve 3D®.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve efeito da interação entre a salinidade da água de irrigação (CE_a) (dS m^{-1}) e os níveis de Nitrogênio aplicados, à 1% de significância, nas variáveis transpiração (*E*), condutância estomática (*gs*), taxa de assimilação de CO_2 (*A*) e eficiência no uso da água (EUA) (Tabela 1).

Tabela 1 – Resumo da análise de variância para a transpiração (E), condutância estomática (*gs*), taxa de assimilação de CO_2 (A) e a eficiência instantânea no uso da água (EUA) das mudas da de pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) em função dos diferentes níveis de salinidade e níveis de nitrogenados 75 dias após semeadura. Pombal, PB, 2012.

Fonte de Variação	GL	Quadrado Médio			
		E	gs	A	EUA
Salinidade (Sal)	4	13,408**	0,155**	307,404**	0,671**
NItrogênio (N)	4	0,844**	0,009**	16,941**	0,019**
Sal x N	16	0,039**	0,000634**	0,346**	0,043**
Bloco	2	6,897**	0,024**	30,222**	5,459**
Resíduo	48	0,047	0,000284	0,913	0,037
CV		8,18	9,17	8,46	4,51
Média		2,656	0,184	11,295	4,257

ns, **, * respectivamente não significativo, significativo a $p < 0,01$ e $p < 0,05$ conforme teste F.

Os tratamentos com águas salinas e níveis de nitrogênio interagiram, ocasionando elevação na taxa transpiratória das plantas com a redução da salinidade e incremento dos níveis de nitrogênio (Figura 1). Sendo observado os maiores valores médios nas plantas irrigadas com água de CE_a 0,3 dS m^{-1}, e o maior nível de adubação nitrogenada 200% da recomendação. Sendo assim, observou-se, ao se aumentar a salinidade da água em uma unidade (1 dS m^{-1}) sem a aplicação do nitrogênio, um decremento na ordem de 16,1%, todavia, ao se aplicar o maior nível de nitrogênio, ocorreu redução para 13,9% com aumento unitário da salinidade da água, com isso, o nitrogênio favoreceu a redução do efeito da salinidade da água.

Segundo Lucena (2009) tal fato pode estar associado ao menor déficit hídrico, com ajustamento osmótico, que as plantas foram submetidas. Assim por meio da Figura (1) podem ser observados os resultados da transpiração, que certamente atenuou os efeitos tóxicos dos sais absorvidos através do fechamento estomático, o que por sua vez, reduziu a taxa transpiratória nas plantas submetidas a estresse salino, esse é processo denominado por Flowers (2004), como mecanismo de aclimatação ao estresse salino, utilizado pelas plantas.

Estudando-se a condutância estomática, verifica-se, na Figura 2, que ocorreu uma redução na *gs* devido à aplicação de águas salinas, mas quando se aplicou nitrogênio, houve atenuação do efeito da salinidade da água, verificando-se uma redução, por aumento em uma unidade na salinidade da água, de 21,4% sem a aplicação de N e 17,7% com a aplicação de 200% da recomendação. Ainda em relação à condutância estomática, as maiores médias foram observadas no tratamento que combinou água de CE_a de 0,3 dS m^{-1},e o nível de nitrogênio de 200%, com média de 0,2955 mmol de H_2O m^{-2} s^{-1}.

De forma análoga, Baalousha et al. (2006) comentam que essa elevação na '*gs'*, provavelmente, pode ter ocorrido devido à atenuação dos efeitos depressivos do estresse salino, em razão do melhor estado nutricional das plantas; por outro lado, Lucena, 2009, informa que plantas submetidas a menores níveis de salinidade possuem melhor condição hídrica e ajustamento osmótico, por conseguinte, maior condutância estomática, assim como observado nas plantas sob menor tratamento com menor salinidade e maior nível de adubação.

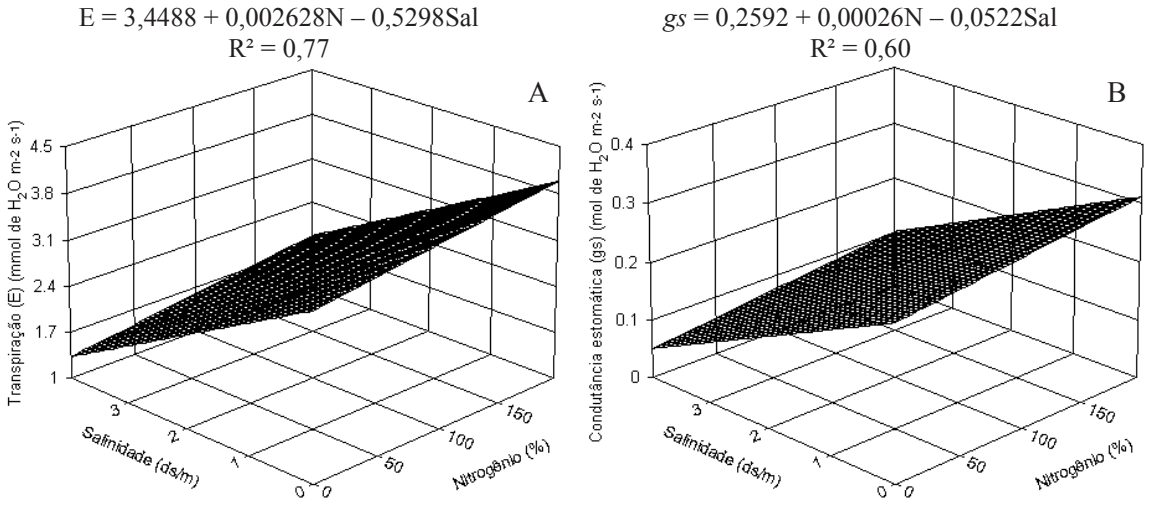
Para Gonçalves et al. (2010), existe uma relação direta entre a taxa de transpiração e a condutância estomática, segundo os autores, é esperada a queda na '*gs'*, tendo em vista a diminuição do fluxo de vapor d'água para a atmosfera e, consequentemente, da transpiração, à medida em que se fecham os estômatos. Silva et al (2010) realizando comparativos dos efeitos da salinidade e estresse hídrico na fotossíntese do pinhão manso, também chegaram a conclusão que a queda na taxa de transpiração, com consequente queda na condutância estomática e taxa de fotossíntese, foi induzida por estresse hídrico e salino.

A taxa de assimilação de CO_2 em plantas de pinhão manso foi significativamente influenciada pela interação, salinidade da água e aplicação de nitrogênio (Tabela 1). Em função da redução da taxa transpiratória (Figura 1) e da condutância estomática (Figura 2) nas folhas, a taxa de assimilação de CO_2 foi comprometida de forma mais expressiva quando as plantas foram irrigadas com água do maior nível de salinidade e sem adubação nitrogenada (Figura 3). Os níveis crescentes de nitrogênio proporcionaram incremento na taxa de assimilação de CO_2, sendo os melhores resultados expressados nas plantas sob nível de 200% de N e as menores medias no tratamento onde não houve aplicação de N. Na interação entre o tratamento

de água de CE_a 0,3 dS m^{-1} com o nível 4 de N (16,89 µmol CO_2 m^{-2} s^{-1}), observou-se a maior media na taxa de assimilação de CO_2, reduzindo em 11,26 % quando não aplicou-se nitrogênio, no mesmo tratamento salino (14,99 µmol CO_2 m^{-2} s^{-1}).

Segundo López-Climent et al. (2008), plantas submetidas a estresse salino tendem a apresentar redução na taxa de assimilação líquida de CO_2, isso ocorre devido a efeitos estomáticos (MUSYIMI et al., 2007), principalmente o fechamento estomático, que indiretamente ocasiona restrição à entrada de CO_2 nas células, podendo elevar a susceptibilidade a danos fotoquímicos, pois como Silva et al. (2010) afirmaram, o excesso de energia luminosa no fotosistema II, é ocasionado por baixa taxas de assimilação do CO_2.

Quanto à eficiência no uso da água, verifica-se, na Figura 4, que a salinidade ocasionou decremento, todavia, os efeitos foram atenuados pela aplicação da adubação nitrogenada, passando de 2,02 para 1,96% de redução com aumento unitário da salinidade da água em combinação com os níveis 0 e 200% da recomendação de N, respectivamente. De acordo Taiz e Zeiger (2009) à medida que o estresse torna-se rigoroso, a desidratação de células do mesofilo inibe a fotossíntese, o metabolismo do mesofilo é prejudicado e a eficiência do uso da água geralmente decresce, assim como pode ter acontecido neste trabalho. Tal fato pode ser explicado pelo argumento de Lacerda (2005), que atribui esse resultado a redução no crescimento da planta, na qual foi influenciada pelo estresse salino, no que resulta em prejuízo para EUA.



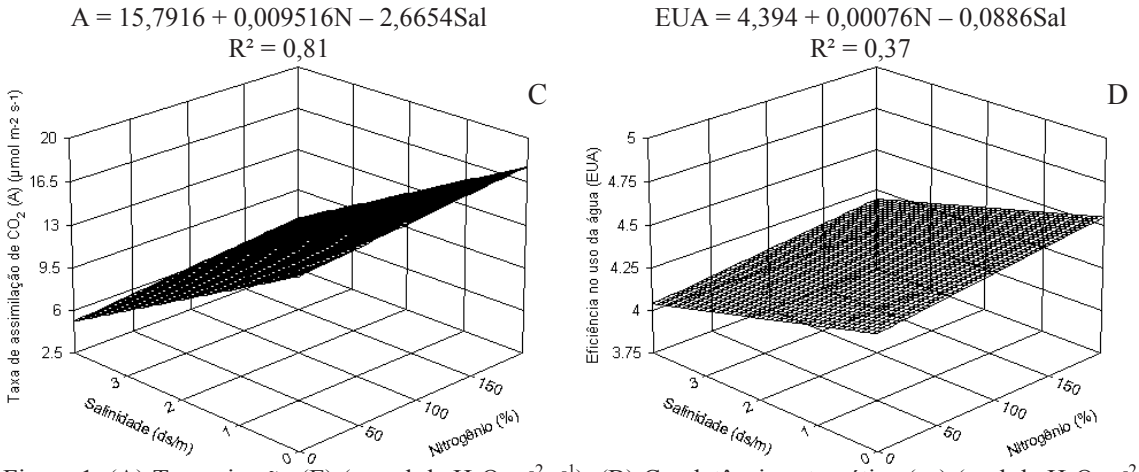


Figura 1. (A) Transpiração (E) (mmol de H_2O m^{-2} s^{-1}), (B) Condutância estomática (*gs*) (mol de H_2O m^{-2} s^{-1}), (C) Taxa de assimilação de CO_2 (A) (µmol m^{-2} s^{-1}) e (D) Eficiência no uso da água (EUA) (A/T) [(µmol m^{-2} s^{-1}) (mol H_2O m^{-2} s^{-1})$^{-1}$], em função dos diferentes níveis de salinidade e níveis de nitrogênio, aplicadas durante a fase de formação de mudas de pinhão manso (*Jatropha curcas* L.) aos 75 dias após semeadura. Pombal, PB, 2012.

CONCLUSÕES

Ocorreu mitigação dos efeitos deletérios da salinidade com a utilização de adubação nitrogenada, pois, mesmo com a elevação da salinidade da água de irrigação promovendo a redução na transpiração, condutância estomática, taxa de assimilação de CO_2 e eficiência no uso da água, seus efeitos foram reduzidos com o incremento nos níveis de nitrogênio aplicado, podendo ser recomendado para a cultura do pinhão manso, já que essas variáveis fisiológicas estão diretamente ligadas as de produção.

REFERÊNCIAS

BAALOUSHA, M.; MOTELICA-HEINO, M.; COUSTUMER, P. Conformation and size of humic substances: effects of major cátion concentration and type, pH, salinity, and resistence time. Coloids and Surface A: **Physicochemical Engineering Asppects**, Strasbourg, v. 272, n. 1, p.48 – 55, 2006.

Flowers TJ (2004) Improving crop salt tolerance. Journal of Experimental Botany, 55:307-319.

GONÇALVES, E. R.; FERREIRA, V. M.; SILVA, J. V.; ENDRES, L.; BARBOSA, T. B.; DUARTE, W. G. Trocas gasosas e fluorescência da clorofila a em variedades de cana-de-açúcar submetidas à deficiência hídrica. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental**, Campina Grande, v. 14, n. 4, p. 378 – 386, 2010.

KONRAD, M.L.F.; SILVA, J.A.B.; FURLANI, P.R.; MACHADO, E.C. Trocas gasosas e fluorescência da clorofila em seis cultivares de cafeeiro sob estresse de alumínio. **Bragantia**, v.64, n.3, p.339-347, 2005.

LACERDA, C. F. Interação salinidade x nutrição mineral. In: NOGUEIRA, R. J. C.; ARAÚJO, E. L.; WILLADINO, L. G.; CAVALCANTE, U. M. T. (Ed.) **Estresses ambientais: danos e benefícios em plantas**. Recife: UFRPE – Imprensa Universitária, 2005. p. 95 – 105.

Lopez-Climent, M., V. Arbona, R.M. Perez-Clemente and A. Gomez-Cadenas, 2008. Relationship between salt tolerance and photosynthetic machinery performance in citrus. Environ. Exp. Bot., 62: 176-184.

LUCENA, C. C. **Crescimento vegetativo, absorção de nutrientes e trocas gasosas em mangueiras submetidas a estresse salino**. Viçosa. 2009. 178f. Dissertação (Mestrado). Programa de Pós-Graduação em Fitotecnia. Universidade Federal de Viçosa. 2009.

MUSYIMI, D. M.; NETONDO, G. W.; OUMA, G. Effects of salinity on gas exchange and nutrients uptake in avocados. **Journal of Biological Sciences**, v.7, n.3, p.496 – 505, 2007.

NEVES, L.L.M.; SIQUEIRA, D.L.; CECON, P.R.; MARTINEZ, C.A.; SALOMÃO, L.C.C. Crescimento, trocas gasosas e potencial osmótico da bananeira ”Prata” submetida a diferentes doses de sódio e cálcio em solução nutritiva. **Revista Brasileira de Fruticultura**, v.24, n.2, p.524-529, 2002.

NOVAIS, R.F.; NEVES, J.C.L.; BARROS, N.F. Ensaio em ambiente controlado. In: OLIVEIRA, A.J. de; GARRIDO, W.E.; ARAUJO, J.D. de; LOURENÇO, S. (Coord.). **Métodos de pesquisa em ambiente controlado**. Brasília: Embrapa-SEA, 1991. p.189-273.

RHOADES, J. D., LOVEDAY, J. Salinity in irrigated agriculture. In: STEWART, D. R.; NIELSEN, D. R. (ed.). Irrigation of agricultural crops. Madison: ASA, CSSA, SSSA, 1990. p. 1089-1142. (Agronomy, 30).

RIBEIRO, R.V. **Variação sazonal da fotossíntese e relações hídricas de laranjeira “Valência”**. Piracicaba, 2006. 157f. Tese (Doutorado em Agronomia / Física do Ambiente Agrícola) – Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, Universidade de São Paulo, Piracicaba, 2006.

SCHOLES, J.D.; HORTON, P. Photosynthesis and chlorophyll fluorescence: Simultaneans measurements. In: **Methodes in comparative plant ecology**. Chapman e Hall, London, 1993. 252p.

SILVA, E. N.; RIBEIRO, R. V.; FERREIRA-SILVA, S. L.; VIÉGAS, R. A.; SILVEIRA, J. A. G. Comparative effects of salinity and water stress on photosynthesis, water relations and growth of Jatropha plants. **Journal of Arid Environments**, v. 74, n. 10, p.1130 – 1137, 2010.

TAIZ, L.; ZEIGER, E. Fisiologia vegetal. Porto Alegre: Artmed Editora, 2009.

SANEAMENTO BÁSICO E PROMOÇÃO DA SAÚDE: UMA ANALISE DO MUNICÍPIO DO CABO DE SANTO AGOSTINHO – PE[1]

Jorge Otacilio da Silva Filho[2]
Carlos Wendell Pedrosa dos Santos[3]

[1] Artigo extraído do trabalho de conclusão de curso em Serviço Social pela UFPE.
[2] Turismólogo, graduando em Ciências Biológicas, jorginho225@hotmail.com
[3] Assistente Social, técnico extensionista do CNPq, wendell_santo@yahoo.com.br

Resumo: A saúde entendida como situação de bem-estar, não só biológico, mas social, econômico, político e ambiental, que se interligam e interagem para determinar boas condições de vida, é apreendida em contextos diferentes. No Brasil, as formas que constituíram os modelos de saúde pública estiveram ligadas aos contextos políticos e econômicos vigentes de cada época. A falta de infraestrutura pública para suporta as mudanças de cada período acarreta impactos na saúde da população. Dentre esses problemas, o saneamento básico configura-se como gerador de doenças e alvo do aparato institucional dos governos. No nível local, o estudo baseou-se no município do Cabo de Santo Agostinho, que é um exemplo dos processos que ocasionam alterações no meio ambiente, impactos na saúde da população e poucas mudanças em relação ao saneamento básico, além da carência de serviços públicos e modelos eficientes de promoção da saúde. Com o estudo foi possível apreender que os processos de saúde ainda não estão ligados ao modelo de prevenção, promoção, mas sim há uma assistência medica curativa e individual.

Palavras-chave: Saúde; Meio ambiente.

INTRODUÇÃO

O presente artigo pretende analisar o saneamento básico no município do Cabo de Santo Agostinho, e a importância da promoção da saúde para a melhoria das condições de vida da população.

O tema abordado traz a importância de se pensar em novas formas para minimizar os impactos decorrentes da falta de saneamento básico, entendido aqui como acesso a água potável, tratamento de esgoto, coleta regular de lixo, entre outros mecanismos de qualidade de vida. Atualmente esse número no país não é satisfatório, mostrando que grande parte da população ainda não tem acesso aos serviços básicos de

infraestrutura ligada ao saneamento. Isso acarreta o aumento do número de doenças, impossibilitando que indivíduos e populações alcancem um perfil elevado de saúde.

MATERIAS E MÉTODOS

A metodologia da pesquisa, dentro de um enfoque dialético, será abordada a partir de uma perspectiva totalizadora dos fenômenos, compreendida como a mais fecunda para analisar os fenômenos sociais no momento em que privilegia uma análise que leva em consideração a contradição, a mudança, o momento histórico, a totalidade, assumindo "como essência da sociedade o fato do homem ser o ator de sua própria existência". (MINAYO, 2007, p. 33).

Do ponto de vista da abordagem do problema a pesquisa possui um caráter qualitativo, sob o enfoque da pesquisa de campo. A abordagem qualitativa, segundo Silva (2001), considera que há uma relação dinâmica entre o mundo real e o sujeito, isto é, um vínculo indissociável entre o mundo objetivo e a subjetividade do sujeito que não pode ser traduzido em números.

Segundo Minayo (1994) entende-se por metodologia o caminho e o instrumental próprios de abordagem da realidade, sendo assim, inclui as concepções teóricas e o conjunto de técnicas que possibilitam a apreensão da realidade.

Para este estudo foram utilizadas as seguintes técnicas visando o melhor desenvolvimento da pesquisa: análise documental, levantamento bibliográfico, entrevista semi-estruturada e observação não-participante. As técnicas em questão se mostraram adequadas à pesquisa, pois, para Lakatos e Marcani (2007) a observação é uma técnica utilizada na pesquisa de campo, que não se resume a apenas ver e ouvir, mas também examinar os fatos e fenômenos a serem estudados. As entrevistas visam à coleta de informações, estabelecendo o contato direto com os sujeitos da pesquisa que contribuirão na compreensão do problema investigado. O modelo de entrevista semi-estruturada é o que melhor se adéqua aos objetivos desta investigação, pois de acordo com Mendonça (2010), ela é guiada por uma relação de pontos de interesse que o pesquisador vai explorar ao longo do seu andamento.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A noção de saneamento vem sendo socialmente construído ao logo da história da humanidade, em função das condições materiais e sociais de cada época, do avanço do

conhecimento e da sua apropriação pela população. A noção de saneamento assume conteúdos diferenciados em cada cultura, em virtude da relação existente entre homem-natureza e também em cada classe social, relacionando-se, nesse caso, às condições materiais de existência e ao nível de informação e conhecimento.

Segundo a Organização Mundial de Saúde (OMS), saneamento é "o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos nocivos sobre o bem estar físico, mental e social. De outra forma, pode-se dizer que saneamento caracteriza o conjunto de ações socioeconômicas que têm por objetivo alcançar Salubridade Ambiental".

Heller (1998) baseia-se na formulação da OMS para definição de saneamento como o controle de todos os fatores do meio físico do homem, que exercem ou podem exercer efeitos deletérios sobre seu estado de bem estar físico, mental ou social.

Os estudos de Borja (2002) mostram que a SUDENE (Superintendência do Desenvolvimento do Nordeste) produziu o documento "Proposições para uma Nova Política de Saneamento Básico", onde aponta a responsabilidade do Estado na produção e gerenciamento dos serviços de saneamento e define esse serviço como uma necessidade universal, de indiscutível interesse para a sociedade, sendo um direito inerente à cidadania, devendo, portanto, atender a toda a população (SUDENE, 1987, p. 7).

As descobertas que foram realizadas por diversos cientistas mostraram que havia uma relação entre a água e a transmissão de muitas doenças causadas por agentes físicos, químicos e biológicos. Por isso, pensou-se na proteção da qualidade de água, desde sua captação até sua entrega ao consumidor.

Para Borja (2002) no período da Constituição Federal de 1988, duas noções estavam colocadas: a primeira considerava o saneamento como uma medida de infraestrutura das cidades, como um investimento necessário à reprodução do capital, como um serviço que deveria ser submetido à lógica empresarial, tendo a auto-sustentação um pressuposto fundamental e a segunda, como uma medida de saúde pública e, consequentemente integrante da política social.

É importante destacar que como uma das medidas de políticas públicas de infraestrutura básica que envolve a qualidade vida nas cidades, está a do saneamento básico, na qual o Estado estabelece seus marcos políticos, princípios e diretrizes para a prestação do serviço e o nível da gestão por meio da Lei 11.445/01/2007, considerada um marco regulatório para o setor de saneamento e por meio dos princípios da

universalização do acesso, da integralidade e intersetorialidade das ações e da participação social.

A Lei Federal 11.445 de 2007, define saneamento básico, atualmente também conhecido como saneamento ambiental como: “conjunto de serviços, infraestruturas e instalações operacionais de abastecimento de água potável, esgotamento sanitário, limpeza urbana e manejo de resíduos sólidos, drenagem e manejo das águas pluviais urbanas”.

É possível inferir na relação da falta de saneamento básico com os agravantes de saúde, logo faz-se necessário um modelo que assegure a melhoria das condições de vida da população.

A busca por um modelo que assegurasse as boas condições de saúde da população sempre foi alvo de pesquisas, estudos e esforços de cientistas, sanitaristas, dentro outros profissionais nos mais diversos contextos. A saúde pública adotou modelos que, sobretudo, focava a cura das doenças, a individualidade e as condições biológicas das pessoas. Esses modelos não levavam em consideração aspectos como, meio ambiente, condições matérias de vida e trabalho e outros aspectos que começaram a ser discutidos e problematizados com a rápida degradação da saúde e da qualidade de vida de milhares de pessoas. Assim, surge um modelo conhecido como, promoção da saúde, trazendo á tona novas perspectivas de se pensar saúde. O destaque para a promoção da saúde se dá, por constitui-se numa visão de totalidade dos vários aspectos sociais que podem prejudicar a saúde humana. Sendo assim, como está o processo de saneamento básico e promoção da saúde no Cabo de Santo Agostinho

O município do Cabo de Santo Agostinho, situado no estado de Pernambuco (Figura 1), integra a Região Metropolitana do Recife (RMR) e segundo o IBGE (2010), o município possui uma população de 185.025 habitantes, dos quais 87% correspondem à população urbana e menos de 13 % à população rural, tendo uma incidência de pobreza de 57,1%. De acordo com Gehlen (2010) o Cabo de Santo Agostinho, na segunda metade do século XX, tornou-se o centro das atenções da dinâmica econômica de Pernambuco. O Cabo agrícola, exportador, da monocultura açucareira, transforma-se no Cabo Industrial. Apesar da forte presença da cultura da cana ocupando vasta área de seu território, surge o novo Cabo sincronizado com o país da modernização.

Zuquim (2007), na discussão sobre o processo de urbanização, afirma que os municípios em geral não possuem infraestrutura urbana para acompanhar o ritmo de crescimento urbano-industrial preconizado pelos projetos de intervenção do estado, mas

no processo, os gestores estatais e privados esqueceram “que ele estava cheio de seres humanos” e de organizações sociais. Com as mudanças operadas no município e na sua população, foram produzidos impactos socioambientais, que com o passar dos anos se intensificaram e acarretaram diferentes problemas, como aumento da densidade demográfica, destruição de áreas verdes e, principalmente, a falta de serviços públicos de qualidade, como educação, saúde, áreas de lazer e saneamento básico.

A ausência de um saneamento básico de qualidade no Cabo de Santo Agostinho, afeta a população de forma direta. A precariedade da coleta dos resíduos sólidos, a ausência de uma rede coletora de esgoto e má distribuição de água, faz com que a qualidade de vida dos habitantes seja prejudica em seus diversos aspectos.

Nesse contexto o governo local, para contornar a problemática do saneamento básico com fins para o desenvolvimento socioespacial, elaborou uma série de instrumentos legais e normas, em consonância com as diretrizes nacionais, como a Política Urbana e Ambiental e o Plano Diretor de Desenvolvimento Urbano – Lei 2.360 de 29 de dezembro de 2006, na qual, as questões do desenvolvimento urbano e ambiental são abordadas de forma ampla dentro das diretrizes gerais, assim como, a Lei n. 2.114/2003 que institui o Código Sanitário do Município (VIEIRA, 2011).

Mesmo possuindo tais instrumentos para melhoria das condições de saneamento básico no município, fica bastante evidente nos dados do IBGE (2010), que boa parte da população cabense ainda não dispõe de infraestrutura urbana de qualidade, exemplo disso é em relação ao abastecimento de água (tabela 2), esgotamento sanitário (tabela 3) e destino do lixo (tabela 4).

TABELA 2 – CARACTERISTICAS DA POPULAÇÃO E DOS DOMICÍLIOS.
Total de Domicílios 53.402

ABASTECIMENTO DE ÁGUA	Nº de domicílios
Rede geral	46.166
Poço ou nascente na propriedade	4.349
Poço ou nascente fora da propriedade	2.227
Carro-pipa	114
Água da chuva armazenada em cisterna	6
Água da chuva armazenada de outra forma	6
Rio, açude, lago ou igarapé	148
Outra	386

Fonte: IBGE (2010)

TABELA 3 - CARACTERÍSTICAS DA POPULAÇÃO E DOS DOMICÍLIOS. Total de domicílios – 51.531	
ESGOTAMENTO SANITÁRIO	Nº de domicílios
Rede geral de esgoto ou pluvial	16.664
Fossa séptica	10.287
Fossa rudimentar	19.722
Vala	3.213
Rio, lago ou mar	1.283
Outro	362

Fonte: IBGE (2010)

Tabela 4 - CARACTERÍSTICAS DA POPULAÇÃO E DOS DOMICÍLIOS. Total de domicílios – 49.283	
DESTINO DO LIXO	**Nº de domicílios**
Coletado por serviço de limpeza	46.749
Coletado em caçamba de serviço de limpeza	2.534
Queimado (na propriedade)	2.749
Enterrado (na propriedade)	41
Jogado em terreno baldio ou logradouro	1.188
Jogado em rio, lago ou mar	45
Outro	96

Fonte: IBGE (2010)

Ainda é possível encontra doenças relacionadas com o saneamento básico no município, e a forma desestruturada que se encontra os aparelhos institucionais da saúde pública acarretam a piora da qualidade de saúde da população.

CONCLUSÃO

Com os resultados obtidos com a pesquisa foi possível concluir que:

1. Mesmo possuindo um alto número de casas com abastecimento de água da rede geral, é possível observa que algumas famílias utilizam poços, nascentes, carro-pipa e outras formas de abastecimento, que precariza suas atividades e ainda podem se

expor a riscos de saúde, devido ao seu armazenamento inadequado, isto porque, o fato de estar integrada com a rede geral, não garante serviço de qualidade e eficácia.

2. Os dados do esgotamento sanitário também demonstram as formas precárias que convive a população em relação ao destino dos seus desejos. O número de fossas rudimentares é maior que o número de esgotamentos ligados a rede geral de esgoto, isso mostra a ocorrência de riscos para o meio ambiente, por não existir um processo adequado para os resíduos, como também para a saúde das pessoas, pois podem ter contato com o material no caso de vazamento e na ingestão de água contaminada pelas infiltrações de tal forma de destinação final do esgoto.

3. O lixo é um grave problema nas comunidades do Cabo de Santo Agostinho, devido à forma que o mesmo que é coletado e armazenado. A disposição que se encontram algumas comunidades, em morros, com ruas estreitas, dificulta a entrada de caminhões que recolhem o lixo, gerando problemas de concentração elevada de resíduos sólidos pelos moradores, que não tem outra alternativa a não ser escolher pontos para a prefeitura recolher em dias marcados. A não coleta diária possibilita o aparecimento de insetos, ratos e outros vetores de doenças.

4. A industrialização e os problemas de infraestrutura que emergem com ela, podem ser percebidos no município do Cabo de Santo Agostinho, que se desenvolveu desse processo. O crescimento desordenado da região possibilita o aparecimento de bolsões de pobreza nas comunidades que se formaram com as falsas possibilidades de crescimento econômico, introduzidas pelo capital industrial. A ausência de saneamento básico representa um dos maiores causadores de problemas físicos, sociais, ambientais e de saúde. Nesse caso, o modelo baseado na promoção da saúde poderia ser uma das soluções para diminuição dos altos números de doentes e na redução das desigualdades em saúde, podendo constitui-se como instrumento de equidade social.

REFERÊNCIAS

BORJA, Patrícia Campos. O conceito de sustentabilidade dos serviços de saneamento: controvérsias e ambigüidades. In: **Simpösio Luso-Brasileiro De Engenharia Sanitária E Ambiental**, X, Braga – Portugal, 16 a 19 de setembro de 2002. Anais... Braga: APESB/APRH/ABES, 2002. 18p. 1 CD-ROM.

BRASIL. Lei Nº 11.445, de 5 de Janeiro de 2007. **Estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico**. Brasília, DF, 2007.

GEHLEN, Vitória Régia Fernandes. **Do Rural ao Urbano**: **a conversão do uso da terra na zona da Mata Sul de Pernambuco**. p. 1-20. Projeto apoiado pelo CNPq (Processo nº 503091/2007-3. Edital MCT/CNPq n. 1/2007). Pernambuco: GRAPP/UFPE, 2007

HELLER, Léo. Relação entre saúde e saneamento na perspectiva do desenvolvimento. In: **Ciência e Saúde Coletiva**. 1998. p. 73-84. Disponível em: www.scielo.br. Acesso em: 10/06/2009.

LAKATOS, E. M; MARCONI, M. A. **Fundamentos de metodologia científica**. 6ªed. São Paulo: Atlas S.A, 2007.

MENDONÇA, Emmanuele R. **Educação Ambiental e Mudança: a perspectiva crítica nas práticas educativas não-formais em Caranguejo Tabaiares, Recife, Pernambuco**. Orientadora: Valdenice Raimundo. FAFIRE, 2010, Recife.

MINAYO, Maria Cecília S. **O desafio do conhecimento. Pesquisa qualitativa em saúde**. HUCITEC-ABRASCO. 3ª ed. São Paulo-Rio de Janeiro, 1994.

SILVA, Edna; MENEZES, Estera. **Metodologia da pesquisa e elaboração de dissertação**. 3. ed. rev. atual.– Florianópolis: Laboratório de Ensino a Distância da UFSC, 2001.

SUDENE. **Proposições para uma Nova Política de Saneamento Básico**. 2. ed. Recife, PE, 1987.

ZUQUIM, Maria de Lourdes. **Os caminhos do rural: uma questão agrária e ambiental** – São Paulo: Ed Senac São Paulo, 2007.

GEOREFERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS SUBTERRÂNEOS DO ESTADO DE PERNAMBUCO ATRAVÉS DO PROGRAMA ArcGIS

José Leonardo Cruz[1]; Adelson Gomes Prado[1];
Artur Ângelo Alcântara Assis[1]; Mateus Souza Albuquerque[1]

[1]APAC – Agência Pernambucana de Águas e Clima. Avenida Cruz Cabugá, 1387 – Santo Amaro, Recife – PE / CEP 50040-000 / Fones: (81) 3183-1020/1043. E-mail: subterranea@apac.pe.gov.br

Resumo

As explotações de água subterrânea dos aquíferos no estado de Pernambuco se concentram principalmente na Região Metropolitana do Recife (RMR) a qual possui maior número de poços perfurados, bem como as maiores vazões de explotação outorgadas. Este trabalho apresenta um mapeamento dos poços tubulares profundos através do programa ArcGIS, no qual foram plotadas suas coordenadas geográficas dividindo o estado de Pernambuco em três regiões: a Região Metropolitana do Recife; a cidade do Recife e o restante do Estado. Também foi feito o mapeamento das captações de água para uso exclusivamente de abastecimento público. Cada ponto referenciado possui as informações de identificação de cada poço, bem como as referentes aos aspectos hidrogeológicos. Este trabalho foi importante, uma vez que auxilia os instrumentos de gestão na tomada de decisões futuras pela APAC.

Palavras-chave: Gestão; Águas subterrâneas; Poços Tubulares.

1– INTRODUÇÃO

O Gerenciamento de Recursos Hídricos pode ser definido como: “O conjunto de ações que visam o aproveitamento múltiplo e racional dos recursos hídricos, com atendimento satisfatório de todos os usos e usuários, em quantidade e padrões de qualidade, assim como o controle, conservação, proteção e recuperação desses recursos com distribuição equânime dos custos entre os usuários e beneficiários” (Gonçales e Giampá, 2006).

A Lei Estadual nº 11.427/97 e o Decreto nº 20.423/98, que tratam especificamente sobre a Conservação e Proteção das Águas Subterrâneas no estado de Pernambuco, estabelecem entre outros, que o mecanismo de emissão de outorga deve ocorrer concomitantemente com os procedimentos de licenciamento ambiental, potencializando assim, o controle público sobre este estratégico recurso e facilitando os procedimentos documentais (administrativos) por parte dos diversos usuários.

O HIDROREC II (Costa et al., 2002) se constitui, atualmente, no principal instrumento técnico para subsidiar a gestão dos recursos hídricos subterrâneos na Região Metropolitana do Recife, abrangendo especificamente a região compreendida pelos municípios de Recife, Olinda, Camaragibe e Jaboatão dos Guararapes. Esse documento estabeleceu 6 (seis) zonas (A, B, C, D, E e F) especificando para cada uma, a sua localização, o aquífero explotado, a situação atual da profundidade (profundidade da superfície potenciométrica quando da elaboração dos estudos) e os condicionantes de explotação. Os parâmetros estabelecidos nos condicionantes de explotação definiram os limites de vazões a serem explotados em cada zona, por unidade de captação (poço).

O Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco foi recentemente fortalecido pela criação da Agência Pernambucana de Águas e Clima (APAC) através da Lei Estadual nº 14.028/10, com a finalidade de executar a Política Estadual de Recursos Hídricos e regular o uso da água e tendo como um de seus objetivos a análise dos projetos de captação apresentados pelos interessados de uso da água, com a possível emissão de outorga, o elemento balizador para a regulação de seu uso.

2- OBJETIVOS

Este trabalho teve como objetivo realizar o mapeamento das captações de água subterrânea através da inserção das coordenadas geográficas usando o programa ArcGIS. Tal georeferenciamento tanto facilita a visualização dos poços tubulares como também disponibiliza as principais informações de identificação e hidrogeológicas de cada poço, auxiliando na gestão e monitoramento dos aquíferos.

3– AQUÍFEROS EM PERNAMBUCO

No Estado de Pernambuco, o Domínio hidrogeológico fraturado é predominante e ocupa mais de 80% da área do Estado sendo representado pelo sistema aquífero Cristalino. As formações cristalinas geralmente apresentam baixa vocação hidrogeológica. Os aquíferos de maior potencial hidrogeológico pertencem ao Domínio poroso e estão localizados nas duas bacias sedimentares costeiras compreendendo toda a faixa leste do Estado e que abrangem maior parte da RMR, bem como duas grandes bacias sedimentares situadas na região semiárida denominadas de Bacia do Jatobá e Bacia do Araripe (Fig. 1). Também existem pequenas bacias sedimentares dispersas no interior do Estado, tais como as Bacias São José do Belmonte, Mirandiba, Betânia, Fátima, Araras, Carnaubeiras e Cedro (PERNAMBUCO – SRH, 2008). Os principais aquíferos que ocorrem na RMR são o Aquífero Beberibe, Aquífero Cabo, o Aquífero Boa Viagem, o Aquífero Barreiras e o Aquífero fissural (COSTA & COSTA FILHO, 2004).

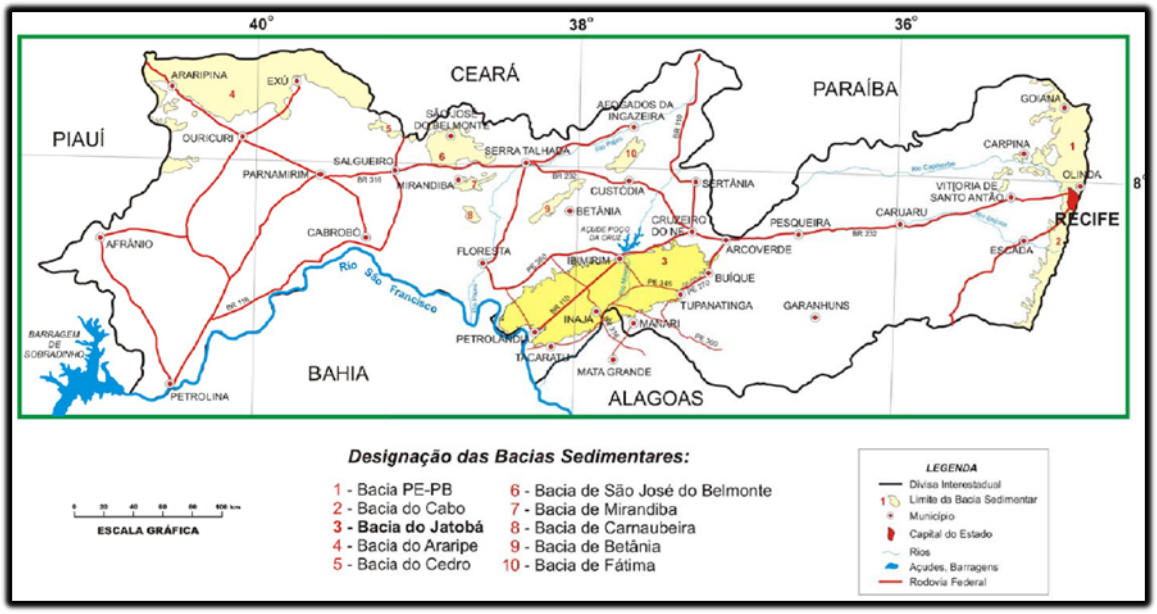


Figura 1: Bacias sedimentares do estado de Pernambuco (BRASIL, 2005).

As Figuras 2 e 3 mostram a localização das captações de água subterrânea através de poços outorgados pela APAC no Estado de Pernambuco e na RMR, respectivamente.

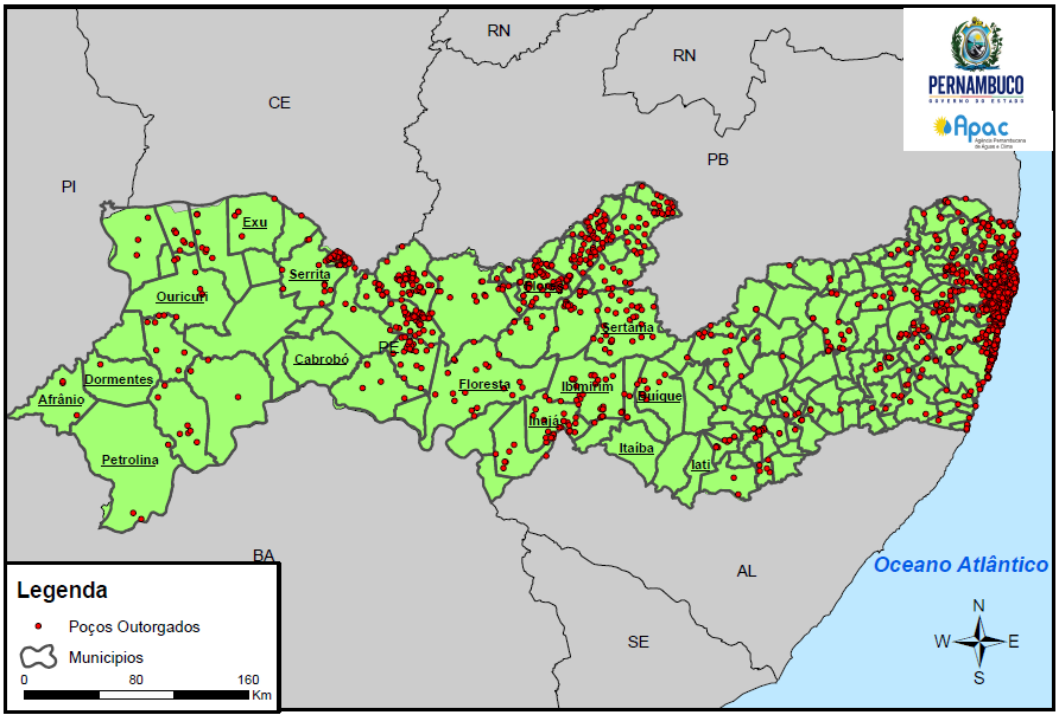


Figura 2: Georefenciamento de poços outorgados em Pernambuco.

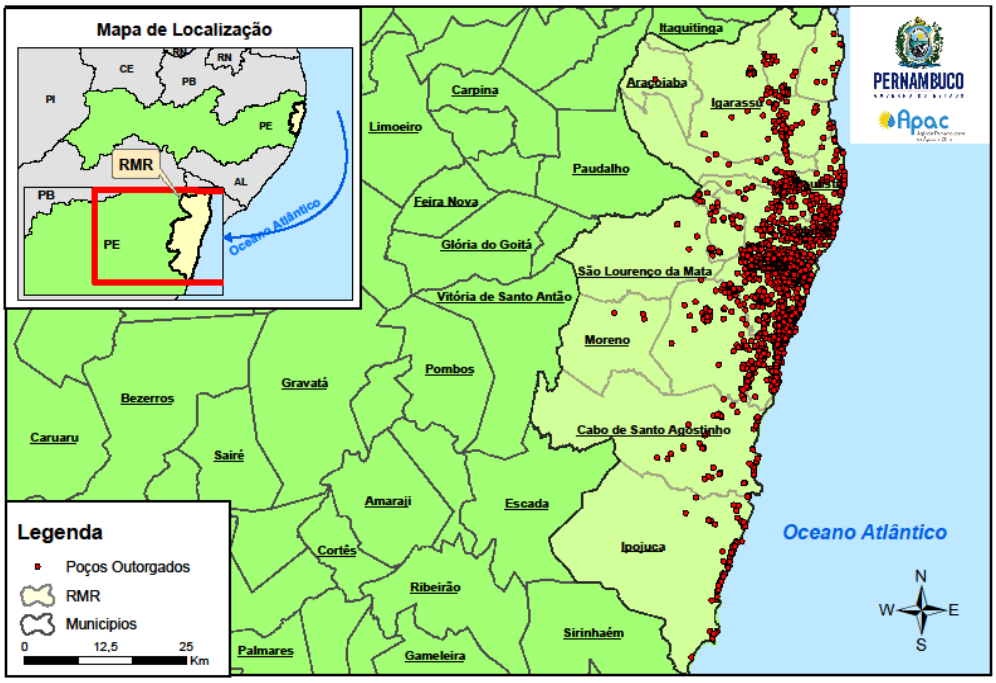


Figura 3: Georefenciamento de poços outorgados na RMR.

A Figura 2 mostra a localização dos 4.250 poços cadastrados na APAC, que foram obtidas as coordenadas geográficas, os quais se distribuem ao longo de todo o território estadual. A partir da Figura 2 podemos verificar que no interior do estado, especificamente no sertão do Araripe e a parte sul do sertão do Moxotó/Itaparica, que são classificados como região semiárida e a necessidade de água é ainda maior, ocorre um baixo aproveitamento dos recursos hídricos subterrâneos, uma vez que nas regiões onde ocorrem as grandes bacias sedimentares (bacia do Araripe e Bacia do Jatobá) são as que possuem maiores volumes e potencialidade de explotação de água. Isso atenta para uma possível existência de poços não cadastrados na APAC servindo de identificação de áreas com poços perfurados, mas sem conhecimento do órgão gestor. Tal fato incentiva futuras fiscalizações nas referidas áreas para tentar entender o real motivo do uso subestimado.

A Figura 3 ilustra a localização dos 3.277 poços cadastrados na APAC das 14 cidades da RMR , onde as extrações são realizadas principalmente nos aquíferos Beberibe e Cabo.

Nas Figuras 4 e 5 a seguir foi feito o georeferenciamento das captações de água subterrânea na cidade do Recife e das captações para uso exclusivamente de abastecimento público na RMR, respectivamente.

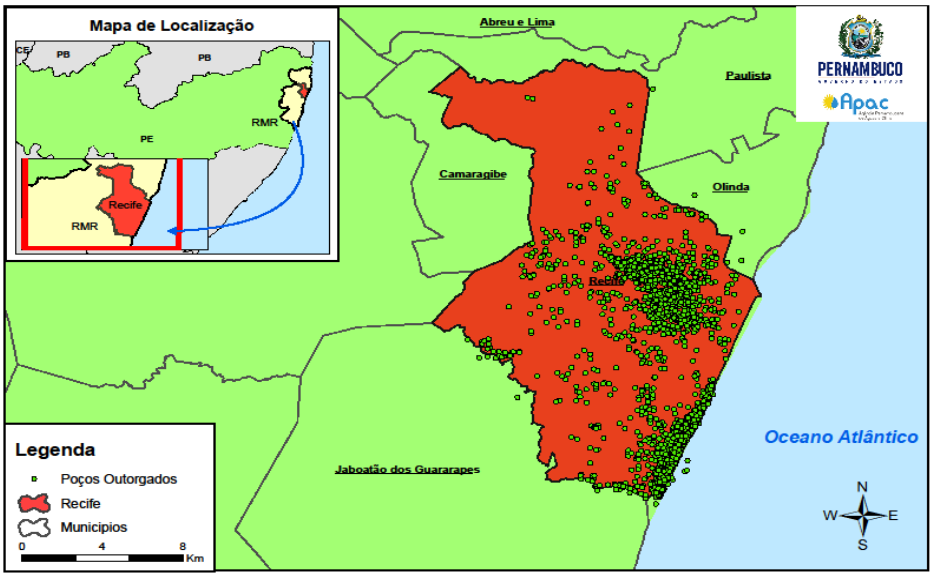


Figura 4: Georefenciamento de poços outorgados na cidade do Recife.

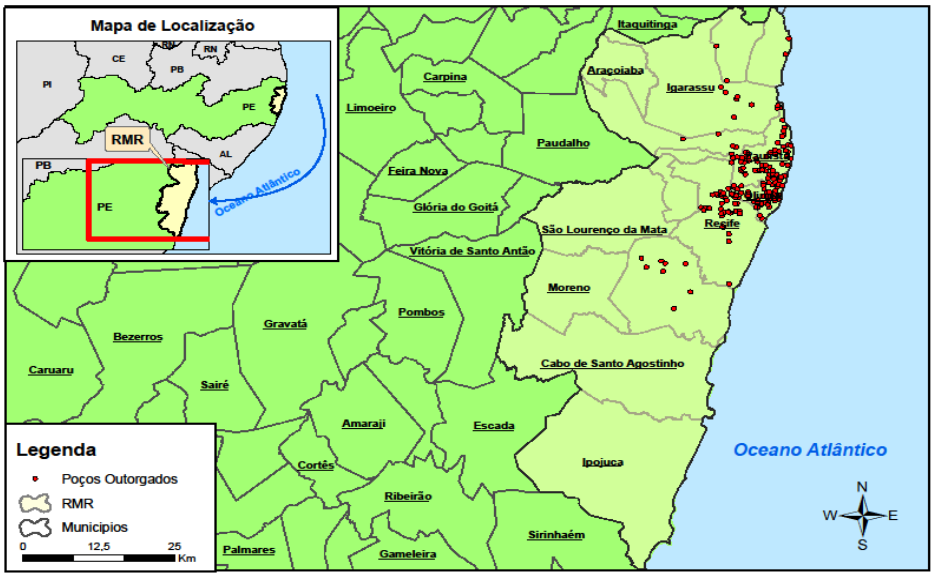


Figura 5: Georefenciamento de poços outorgado para abastecimento público.

A partir da Figura 4 pose-se visualizar com mais clareza que as explotações de água subterrânea na cidade do Recife são mais evidentes (maior concentração) na zona Norte e Zona Sul da cidade. Especificamente nos bairros de Pina e Boa Viagem, na

zona sul e os bairros de Casa Forte, Graças e Madalena na zona norte. Coincidentemente esses bairros são onde está localizada a população de maior poder aquisitivo (Bairros Nobres). Isso tendencia fazer uma associação em que a perfuração de poços está relacionada com a condição sócio-econômica das pessoas.

A Figura 5 mostra a distribuição dos poços onde as extrações de água são para abastecimento público cuja concessão de explotação é de propriedade da Companhia Pernambucana de Saneamento – COMPESA, que faz a distribuição para a população que mora na zona norte da RMR. Esse quantitativo chega a um total de 193 poços.

CONCLUSÃO

Mesmo sendo a superfície do estado de Pernambuco ocupada, predominantemente, por terrenos pertencentes ao domínio hidrogeológico cristalino, o qual apresenta baixa vocação hidrogeológica, algumas regiões com maiores potenciais explotáveis, comparativamente àqueles, possivelmente não estão sendo suficientemente aproveitadas. Os aquíferos pertencentes ao domínio poroso de melhor aproveitamento estão localizados nas bacias sedimentares costeiras de Pernambuco. Grande parte da RMR se localiza nestas bacias sedimentares possuindo, dessa forma, maior disponibilidade de água subterrânea que o restante do estado. Este fato pode explicar, dentre outros motivos, a concentração do grande número de captações nessa região. No entanto, ao realizar o mapeamento das captações pode-se verificar claramente uma incoerência em relação às bacias sedimentares interioranas (principalmente as bacias do Jatobá e do Araripe), as quais poderiam ser melhores exploradas, uma vez que apresentam maior potencial hidrogeológico do que as regiões onde ocorre aquífero fissural (no cristalino). Isso pode ser um assunto de discussão que deve ser abordado na busca de uma gestão dos aquíferos com relação ao uso racional da água.

REFERÊNCIAS

REFERÊNCIAS

BRASIL, Ministério da Ciência e Tecnologia/FINEP. Comportamento das Bacias Sedimentares da Região Semi-Árida do Nordeste Brasileiro: Hidrogeologia da Bacia do Jatobá, Vol. 1, 2005. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/jatoba_meta_A.pdf

COSTA, W. D. *et al.* (2002). *Estudo Hidrogeológico de Recife – Olinda- Camaragibe – Jaboatão (HIDROREC II)* – Relatório Final – Tomo I. Governo do Estado de Pernambuco, Secretaria de Recursos Hídricos, Recife, 150p.

COSTA, W.D. e COSTA FILHO, W.D. A gestão dos aquíferos costeiros de Pernambuco. Anais do XIII Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas. Cuiabá, MT. CD.Rom. 2004.

GONÇALES, V. G.; GIAMPÁ, C. E. Q. (2006). Editores. *Águas Subterrâneas e Poços Tubulares Profundos*. Signus Editora, São Paulo, 502p.

PERNAMBUCO. (2008). Secretaria de Recursos Hídricos. *Plano Estratégico de Recursos Hídricos e Saneamento* / Secretaria de Recursos Hídricos; coordenação técnica Amaury Xavier de Carvalho. - Recife: A Secretaria. 112 p.

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DE ÁGUA DE NASCENTES[1]

Julia Soares Pereira [2], Viviane Farias Silva [3],
Kalyne Sonale Arruda de Brito [4], Aline Costa Ferreira[5]

2Mestranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email: julia_eng@hotmail.com **3** Mestranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email: flordeformosur@hotmail.com **4** Mestranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email: line.brito@hotmail.com **5** Doutoranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email:alinecfx@yahoo.com.br

Resumo: Analisar a qualidade da água de nascente é de grande importância já que a mesma drena para corpos hídricos maiores, assim podendo conhecer para os fins que se pode utilizar além de tentar recuperar a área que esteja comprometida pelas ações antrópicas. Assim este trabalho tem como objetivo o monitoramento da qualidade de água de uma das nascentes que drena para o Riacho das Piabas - PB,a montante da cidade de Campina Grande classificando sua qualidade para consumo humano, dessedentação de animais e para a irrigação. Foram coletadas 2 (duas) amostras de água em fonte natural superficial, nascente.A primeira amostra foi coletada no mês de junho e a segunda no mês de dezembro de 2012. A partir dos resultados obtidos das análises dos dois parâmetros avaliados pode-se concluir que em épocas de chuva o pH da amostra é maior com 6,21 sendo aceitável para consumo humano estando em conformidade com a Portaria do Ministério da Saúde n°2914/20011, enquanto a amostra 2 coletada em época de estiagem apresenta um pH de 5,65 podendo por causa deste parâmetro não esta adequada para consumo humano. As duas amostras podem ser utilizadas tanto para irrigação como para a dessedentação de animais.

Palavras-chave: Potabilidade da água; análise de pH; água superficial.

INTRODUÇÃO

Em regiões áridas e semiáridas os recursos naturais são escassos, assim o uso inadequado dos solos, o desmatamento irracional e a utilização indiscriminada de fertilizantes, corretivos e agrotóxicos vêm provocando inúmeros problemas ambientais, principalmente em áreas de nascentes e ribeirinhas, alterando a qualidade e quantidade de água drenada pela bacia hidrográfica (ANDRADE PINTO et al., 2004).

[1] Trabalho de pesquisa realizado no Projeto Universidades Cidadãs – UFCG, que tem como coordenador Dr. Fernando Garcia de Oliveira.

Segundo Linsley e Franzini (1978), quando a descarga de um aquífero se concentra em uma pequena área localizada, tem-se a nascente ou olho d'água. Deve-se ressaltar não apenas a qualidade de água da nascente como também a sua quantidade para que a variação de vazão seja a mínima durante todo o ano. Assim, o manejo em microbacia hidrográfica implementa uma nova maneira de se planejar e usar os recursos naturais, indo de encontro com o desenvolvimento sustentável, contemplando a preservação e melhoramento da água quanto à quantidade e qualidade.

A quantidade e qualidade de água das nascentes de uma bacia hidrográfica podem ser alteradas por diversos fatores, destacando-se a declividade, o tipo de solo e o uso da terra das áreas de recarga, pois influenciam no armazenamento da água subterrânea e nas águas das nascentes e dos cursos d'água. Assim, faz-se necessário o estudo das interações dos recursos e das ações antrópicas na bacia hidrográfica, uma vez que, segundo Pereira (1973) *apud* Lima (1986), a conservação da água não pode ser conseguida independentemente da conservação dos outros recursos naturais.

Na região Nordeste a cidade de Campina Grande na Paraíba possui algumas nascentes que abastecem o Riacho das Piabas pertencente à rede de drenagem da região do médio Rio Paraíba.

As nascentes surgem na parte rural e as águas percorrem até chegar ao perímetro urbano onde se encontram com os esgotos da cidade sem nenhum tratamento prévio e seguem o curso de ligação urbana pela Avenida Canal e posteriormente o bairro da Cachoeira com destino ao Rio Paraíba devido um desvio que foi feito pelo homem. Em épocas de chuvas quando o Riacho das Piabas supera o nível abastece o Açude Velho que deu origem a cidade de Campina Grande (SOUSA, 2010).

Sendo assim este trabalho tem como objetivo o monitoramento da qualidade de água de uma das nascentes que drena para o Riacho das Piabas - PB, a montante da cidade de Campina Grande classificando sua qualidade para consumo humano, dessedentação de animais e para a irrigação.

MATERIAL E MÉTODOS

O município de Campina Grande encontra-se inserido nos domínios da bacia hidrográfica do Rio Paraíba, região do Médio Paraíba. Os principais cursos d' água são: os rios Salgadinho, Bodocongó, São Pedro, do Cruzeiro e Surrão, além dos riachos:

Logradouro, Piabas, Marinho, Caieira, do Tronco e Cunha. Os principais corpos de acumulação são os açudes: São Pedro, da Fazenda Quilombo e Campo de Bó. Os principais cursos d' água têm regime de escoamento intermitente e o padrão de drenagem é o dendrítico (BRASIL, 2001).

A área do estudo pertence à Microbacia hidrográfica do Riacho das Piabas, localiza-se entre as latitudes sul 7º 12' 18 "e 7º 09' 28" e longitude oeste de 35º 52' 50 "e 35º 55' 02", com altitude máxima de 688,85 m a montante e mínima de 536,14 m a jusante. Pertencendo naturalmente a região do médio curso da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba tem suas nascentes localizadas próximo às divisas dos municípios de Lagoa Seca e Campina Grande-PB. Porém é atualmente enquadrada como região do baixo curso da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba através de obra de desvio de águas pluviais na cidade de Campina Grande.

Foram coletadas 2 (duas) amostras de água em fonte natural superficial, nascente.A primeira amostra foi coletada no mês de junho e a segunda no mês de dezembro de 2012 (Figura 1).



Amostra 1



Amostra 2

Figura 1- Épocas de coleta da água da nascente.

As amostras foram armazenada em garrafas PET as amostras foram analisadas de acordo com suas características físico-químicas. Os parâmetros analisados foram os seguintes: condutividade elétrica e pH. Na primeira amostra esses 2(dois) parâmetros foram analisados em Laboratório de Irrigação e Salinidade (LIS), da Universidade Federal de Campina Grande (UFCG) e a segunda coleta de água da nascente foram usados aparelhos no local como mostra a Tabela 1.

Tabela1- Parâmetros físicos e químicos e equipamentos empregados para determinação da qualidade da segunda amostra.

Parâmetros	Unidades	Equipamentos
Potencial Hidrogeniônico (pH)		Phgametro
Condutividade	dS/m	Condutivimetro

Para o enquadramento da água para consumo humano foi utilizada a Portaria nº 2914 do Ministério da Saúde de 12/12/2011 para determinar e classificar os padrões de potabilidade da água, de um modo geral, são valores máximos permitidos (VMP) de concentração para uma série de substâncias e componentes presentes na água.

Com relação às analises dos parâmetros referente à utilização da água da bacia hidrográfica do Riacho das Piabas para fins de irrigação, foram utilizadas as referências citadas por Ayres e Westcot (1999) conforme University of California Committee of Consultants -UCCC (1974) para irrigação com os parâmetros de pH e CEa, e conforme Academia Nacional de Ciências dos EUA (1972) utilizando o parâmetro de CEa como meio de avaliar a restrição do seu uso para fins de dessedentação animal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados da qualidade da água da nascente do Riacho das Piabas (PB) foram apresentados na Tabela 2 e discutidos quanto às suas características físico-químicas.

Tabela 2 - Índices de qualidade da água da nascente do Riacho das Piabas(PB) .

Amostras	pH	CEa (dSm^{-1})
1	6,21	0,45
2	5,65	0,43
Média		0,441
Desvio padrão		0,02

Os resultados das determinações físico-química que interferiram na salinidade da água de irrigação apresentados na Tabela 2, indicam que o parâmetro Condutividade Elétrica

da água de irrigação (CEa) possui grau de restrição de nenhuma (< 0,70 dS m^{-1}). Conforme Ayers e Westcot (1999) os níveis de salinidade abaixo de 1,5 dSm^{-1} é excelente para todas as classes de gado e aves confinadas.

Segundo Molle e Cadier (1992), a concentração de sais em água é perceptível ao paladar quando a CEa atinge valores superiores a 0,8 dS m-1. Levando em consideração esse valor o resultado de CEa das amostras da nascente teria sabor agradável para o ser humano.

O desvio padrão da condutividade elétrica é bastante pequena entre as amostras com valor de 0,02 dSm^{-1}, percebendo que mesmo com intervalo de aproximadamente seis meses da coleta de uma amostra para outra, os valores tiveram uma diferença entre si insignificante.

A influência do pH sobre os ecossistemas aquáticos naturais dá-se diretamente devido a seus efeitos sobre a fisiologia das diversas espécies. Também o efeito indireto é muito importante podendo, determinadas condições de pH contribuírem para a precipitação de elementos químicos tóxicos como metais pesados; outras condições podem exercer efeitos sobre as solubilidades de nutrientes (CETESB, 2004). Os valores de pH obtidos das amostras coletada foram de 6,21 e 5,65 (Tabela 2). Segundo Ayres e Westcot (1991) a faixa normal de pH da água para irrigação é de 6,5 a 8,4, ou seja, nenhuma amostra se encaixa na faixa normal, podendo essa acidez provocar desequilíbrio nutricionais para culturas e corrosão de equipamentos de irrigação.

A Portaria nº2914/2011 do Ministério da Saúde que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade, recomenda que o pH aceitável da água esteja na faixa de 6,0 a 9,5, portanto o pH da primeira amostra está em conformidade com a legislação, enquanto a segunda não se enquadram com pH de 5,65. O valor do pH da primeira coleta de água é mais básico decorrente ter sido realizado em período de chuva enquanto a segunda coleta foi realizada em uma época de estiagem na região tornando a amostra de água da nascente com pH mais ácido.

CONCLUSÕES

Verifica-se que a amostra 1 (um) coletada no mês de junho é recomendada para consumo humano de acordo com os parâmetros analisados.

Para uso da água da nascente para irrigação e dessedentação de animais as duas amostras analisadas estão adequadas para esse fim sem nenhuma restrição em seu uso.

REFERÊNCIAS

ANDRADE PINTO, L.V.; BOTELHO, S.A.; DAVIDE, A.C.; FERREIRA, E. Estudo

AYERS, R.S; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. "Water Quality for Agriculture". FAO. Tradução Gheyi. H. R. & Medeiros, J.F de, UFPB.Campina Grande- PB, 217p. 1991.

AYERS, R.S; WESTCOT, D. W. **A qualidade da água na agricultura**. Estudos, irrigação e drenagem, 29. Revisado 1° 2° edição. Tradução Gheyi. H. R. & Medeiros, J.F de, UFPB.Campina Grande- PB, 153p. 1999.

Brasil. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Vigilância em Saúde Ambiental. Portaria MS n.º 2914/2011/ Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação- Geral de Vigilância em Saúde Ambiental – Brasília: Editora do Ministério da Saúde, 2012.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental. **Relatório de qualidade das águas interiores do Estado de São Paulo 2003**. São Paulo: CETESB, 2004. 273p.

CETESB. Companhia de Tecnologia de Saneamento Básico. **Significado Ambiental e Sanitário das Variáveis de Qualidade das Águas e dos Sedimentos e Metodologias Analíticas de Amostragem.** São Paulo,2008:41 p.(série relatórios).

Congresso Florestal Brasileiro, Olinda, **Revista Silvicultura**, v.41, p.59-62, 1986.

das nascentes da bacia hidrográfica do ribeirão Santa Cruz, Lavras, M.G.; **Scientia Forestalis**, nº65, p.197-206, 2004.

LIMA, W. de P. O Papel Hidrológico da Floresta na Proteção dos Recursos Hídricos. I

LINSLEY, R.K..; FRANZINI, J.B. **Engenharia de recurso hídricos**. Mc Graw-Hill do Brasil, 1978, 798p.

MOLLE, F. e CADIER, E. (1992). **Manual do Pequeno Açude**. SUDENE/ORSTOM/TAPI, 523 p.

SOUSA, V. G. **Diagnóstico e prognóstico socioeconômico e ambiental das nascentes do Riacho das Piabas (PB)**. Campina Grande, 2010. 125 pg.

UCCC-University of California Committee of Consultants. **Guidelines for interpretation of water quality for agriculture.** Davis: University of California, 1974. 13p. Documento.

MUDAS DE GIRASSOL IRRIGADAS COM ÁGUA RESIDUÁRIA EM DIVERSOS SUBSTRATOS

Kalyne Sonale Arruda de Brito[1], Viviane Farias Silva[2], Elka Costa Santos Nascimento[3], Leandro Oliveira de Andrade[4]

1 Mestranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email: line.brito@hotmail.com, **2** Mestranda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email: flordeformosur@hotmail.com **3** Graduanda em Engª Agrícola, Universidade Federal de Campina Grande, email:elka_costa@hotmail.com **4** Professor de Agroecologia, Universidade Estadual da Paraíba, email: leandro.agroecologia@gmail.com

Resumo

O girassol (*Helianthus annuus* L.) é uma planta anual, de grande destaque e responsabilidade no aumento do agronegócio de flores no Brasil. No entanto, problemas como a escassez de água, aumento de sua demanda e a poluição crescente dos recursos hídricos estão tornando necessário a adoção de medidas de mitigação, surgindo como solução a utilização de águas residuárias para fins agrícolas, que juntamente ao uso de diferentes substratos pode proporcionar o aporte e a reciclagem de nutrientes para a planta. Logo, foi desenvolvido este experimento com cultivo de mudas de girassol ornamental (*Helianthus annuus* L.), cujos substratos foram: S1 - 100% de substrato comercial, S2 - 100% do solo, S3 - 100% fibra de coco e S4 - 50% de solo misturado com 50% de fibra de coco, combinados com dois tipos de água, sendo água de abastecimento e água residuária. O delineamento experimental foi em blocos ao acaso, num esquema fatorial 4 x 2, com 3 repetições, obtendo-se os melhores resultados para a produção de mudas de girassol ornamental cultivados com a combinação solo + fibra de coco utilizados, podendo substituir a irrigação de agua de abastecimento pela agua residuária, sem prejuízos ao crescimento da planta.

Palavras-chave: *Helianthus annuus* L., recursos hídricos, flores

INTRODUÇÃO

O agronegócio de flores e plantas ornamentais no Brasil vem tendo expressivo desenvolvimento nos últimos anos. Este destaque dá-se principalmente em relação à estrutura de mercado, a diversidade das espécies e variedades e a difusão de novas

tecnologias de produção (TANIO e SIMÕES, 2005). Associado a isto, a diversidade climática brasileira nos permite produzir flores, folhagens e outros derivados durante todo o ano a um custo reduzido. No nordeste brasileiro, tem-se buscado estabelecer práticas de cultivo do girassol que permitam viabilizar sua exploração sob técnicas racionais e econômicas, principalmente, por ser uma planta de grande exigência nutricional (SOUZA et al., 2010).

No Estado da Paraíba, destacam-se como produtores de plantas ornamentais tropicais os municípios de Alhandra, Conde e Lagoa Seca, pertencente à mata paraibana. No agreste Paraibano o município de Lagoa Seca apresenta-se como produtor de flores diversas (OLIVEIRA & BRAINER, 2007), o que confirma a crescente expansão da atividade e um aumento na importância da economia regional.

Desse modo, o girassol ornamental vem adquirindo grande destaque e responsabilidade no aumento do agronegócio de flores no Brasil e ainda, devido a escassez de água, seja pela qualidade e/ou quantidade, e o consumo excessivo de água pela irrigação que chega a ser de aproximadamente 70% da demanda total, atualmente, vem sendo disseminada a possibilidade de se utilizar águas residuárias para a produção agrícola. A adoção do reuso planejado de águas residuárias domésticas na agricultura irrigada, vem sendo considerada um prodigioso meio para abrandar a problemática da escassez hídrica no semiárido, sobremaneira nas áreas circunvizinhas às cidades (SOUSA et al., 2006), reduzindo impactos ambientais, já que os nutrientes presentes na água de reuso (como o nitrogênio) quando lançados nos aquíferos, podem provocar severas contaminações ambientais. Assim, quando esta água é utilizada na irrigação das culturas agrícolas, o problema é minimizado e partes das exigências nutricionais das culturas podem ser supridas pelos nutrientes presentes na própria água de reúso, favorecendo a redução dos custos com fertilizantes químicos (RAMOS, 2007).

De acordo com Rosa et al. (2002), ultimamente , tem-se verificado a introdução de cultivos agrícolas em substrato à base de casca de coco seco; material proveniente da indústria agrícola, rico em termos nutricionais que visa oferecer mais uma alternativa para produtores de mudas, em substituição ao solo, principalmente, minimizando o impacto ambiental provocado pelos resíduos agroindustriais sólidos gerados. Já o substrato comercial apresenta em sua composição elementos como: a vermiculita, a casca de pinus e a casca de arroz carbonizada.

Diante da importância destes assuntos, objetivou-se avaliar a fitomassa de mudas de girassol ornamental, cultivados em diversos substratos, sob irrigação com água residuária.

MATERIAL E MÉTODOS

O experimento foi desenvolvido em casa de vegetação, pertencente à Unidade Acadêmica de Engenharia Agrícola (UAEAg), da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG, localizado no município de Campina Grande, Estado da Paraíba-PB, nas coordenadas geográficas 7º15'18" de latitude sul e 35º52'28" de longitude oeste, a uma altitude de 550 m.

Utilizaram-se, sementes de girassol ornamental cultivar Sol Noturno. Os tratamentos corresponderam a 4 tipos de substrato, sendo 100% de substrato comercial (SC) – S1, 100% de solo (S) – S2, 100% de fibra de coco (FC) – S3 e 50% de (S) misturado a 50% de (FC) – S4; combinados com 2 tipos de água, sendo A1 – água de abastecimento e A2 – água residuária.

A água de abastecimento local (A1) - veio da Companhia de Água e Esgotos da Paraíba (CAGEPA), localizado no município de Campina Grande, PB - e a água residuária (A2), advinda do Córrego de Monte Santo, tratada pelo reator anaeróbico UASB, unidade de tratamento das águas residuárias. Iniciou-se a irrigação logo após a semeadura e se estendeu até o final do experimento.

O delineamento experimental adotado foi em blocos ao acaso, num esquema fatorial de 4 x 2, com 3 repetições, totalizando 24 parcelas, sendo cada constituída por três tubetes, num total de 72 unidades experimentais.

As avaliações de fitomassa foram iniciadas 15 DAS, em seguida aos 30 e 45 DAS, avaliando-se o comprimento radicular (CR), fitomassa fresca da parte aérea (FFPA) e da raiz (FFR), fitomassa seca da parte aérea (FSPA) e da raiz (FSR), de maneira que, a haste de cada planta foi cortada rente ao solo, com auxílio de um estilete, realizando-se, imediatamente, o peso fresco da parte aérea e da raiz, utilizando-se uma balança analítica de precisão de 0,01 g. Após a pesagem da fitomassa fresca, estas foram colocadas em sacos de papel devidamente identificado e conduzidos para secagem em estufa de circulação forçada de ar a 65 °C, até a obtenção de peso constante, determinando a fitomassa seca das plantas, com auxílio de uma balança analítica com precisão de 0,0001 g.

Os resultados foram avaliados por análise de variância e as médias comparadas pelo teste de Tukey a 5% de significância, com o auxilio do software estatístico SISVAR (FERREIRA, 2003).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Dispõe-se na Tabela 1, o resumo da análise de variância para as três épocas de avaliação da variável comprimento radicular (CR). De maneira que, para o fator tipo de água, verificou-se um efeito não significativo em nenhuma data de avaliação, contudo, nota-se médias superiores para as plântulas de girassol irrigadas com água residuária, aos 21 e 30 DAS, fato este que pode ser atribuído à presença de teores de matéria orgânica, importante para o sistema solo-planta (STEVENSON, 1994) e de nutrientes contidos no esgoto doméstico. Destacando-se, ainda, com melhores médias de CR, para o fator tipo de substrato, a utilização da fibra de coco aos 15 DAS, com significância a 1% de probabilidade, não diferindo esta do substrato comercial.

Tabela 1. Resumo da ANAVA para o comprimento radicular (CR), em 3 épocas de avaliação, de plântulas de girassol cultivadas em 4 diferentes tipos de substrato e irrigados com 2 tipos de água

		Quadrados Médio		
Causa de Variação	**GL**	**CR_1[1]**	**CR_2[1]**	**CR_3[1]**
Tipo de Água (A)	1	0,239ns	0,332ns	0,404ns
Tipo de Substrato (S)	3	3,164**	0,508ns	1,133ns
Interação A x S	3	0,167ns	0,374ns	0,626ns
Resíduo	16	0,508ns	0,826ns	1,245ns
CV		16,52	19,81	23,20
Tipo de Água		**Médias (cm)**		
Abastecimento		4,42a	4,47a	4,40a
Residuária		4,22a	4,71a	5,22a
Tipo de Substrato		**Médias (cm)**		
Substrato comercial (S1)		4,83ab	4,99a	5,08a
Solo (S2)		3,74a	4,91a	4,16a
Fibra de coco (S3)		5,06b	4,44a	5,04a
Solo+ Fibra coco (S4)		3,65a	4,62a	4,97a

** e * significativos a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente; ns – não significativo. Médias seguidas de mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey. [1] Variáveis com transformação em raiz de x;

Na Tabela 2, encontra-se o resumo da análise de variância das variáveis fitomassa fresca da parte aérea (FFPA) e fitomassa fresca da raiz (FFR), observando-se,

assim como para o CR, uma interferência não significativa do fator tipo de água. Embora não tenha causado influência nestes parâmetros de fitomassa, a utilização da água residuária na irrigação de plântulas de girassol é uma ação reparadora do meio ambiente, podendo evitar sua disposição em excesso em corpos hídricos. Somado a esta vantagem, Azevedo e Oliveira (2005), também, ressaltam a importância da utilização de águas residuárias domésticas para o fornecimento de nutrientes e aumento de produtividade das plantas.

Em todas as datas avaliativas observou-se diferença significativa do tipo de substrato para a FFPA, com destaque para o uso do solo + fibra de coco (S4), com os melhores resultados.

Tabela 2. Resumo da ANAVA para a fitomassa fresca da parte aérea (FFPA) e fitomassa fresca da raiz (FFR), em 3 épocas de avaliação, de plântulas de girassol cultivadas em 4 diferentes substratos e irrigados com 2 qualidades de água

		Quadrados Médio					
Causa de Variação	**GL**	**$FFPA_1$[1]**	**$FFPA_2$[1]**	**$FFPA_3$[2]**	**FFR_1[2]**	**FFR_2[1]**	**FFR_3[2]**
Tipo de Água (A)	1	0,01ns	0,02ns	0,04ns	0,002ns	0,016ns	0,02ns
Tipo de Substrato (S)	3	0,14**	0,38**	0,61*	0,079*	0,084ns	0,13ns
Interação A x S	3	0,02ns	0,01ns	0,14ns	0,002ns	0,021ns	0,07ns
Resíduo	16	0,01	0,02	0,12	0,20	0,05	0,06
CV		8,80	12,81	21,55	12,03	17,69	17,34
Tipo de Água		**Médias (cm)**					
Abastecimento		0,94a	1,24a	1,57a	1,17a	1,24a	1,40a
Residuária		0,93a	1,18a	1,67a	1,15a	1,29a	1,45a
Tipo de Substrato		**Médias (cm)**					
Substrato comercial (S1)		0,91a	1,11a	1,38a	1,21ab	1,28a	1,28a
Solo (S2)		0,86a	1,21a	1,60ab	1,06a	1,27a	1,35a
Fibra de coco (S3)		0,81a	0,97a	1,44a	1,30b	1,11a	1,44a
Solo+ Fibra coco (S4)		1,16b	1,56b	2,09b	1,06a	1,39a	1,63a

** e * significativos a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente; ns – não significativo. Médias seguidas de mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey. [1] Variáveis com transformação em raiz de x + 0,5. [2] Variáveis com transformação em raiz de x + 1,0

A quantificação da matéria seca é uma informação importante, pois o girassol pode ser utilizado na adubação verde e na produção de silagem (CASTRO e FARIAS, 2005).

Conforme se pode observar na Tabela 3, assim como a FFR, a FSR não foi afetada pelo fator tipo de água, o que difere dos resultados encontrados por Andrade et al. (2007), em seu trabalho sobre a germinação e o crescimento do girassol irrigado com

água residuária, no qual observou-se efeitos significativos em termos de fitomassa fresca e seca radicular, em relação às plantas irrigadas com água de abastecimento.

Tabela 3. Resumo da ANAVA para a fitomassa seca da parte aérea (FFPA) e fitomassa seca da raiz (FFR), em 3 épocas de avaliação, de plântulas de girassol cultivadas em 4 diferentes substratos e irrigados com 2 qualidades de água

		Quadrados Médio					
Causa de Variação	**GL**	**$FSPA_1$[1]**	**$FSPA_2$[1]**	**$FSPA_3$[2]**	**FSR_1[2]**	**FSR_2[1]**	**FSR_3[2]**
Tipo de Água (A)	1	0,0003ns	0,002ns	0,0001ns	0,0004ns	0,0002ns	0,0002ns
Tipo de Substrato (S)	3	0,0202**	0,084**	0,0564*	0,0005ns	0,0191**	0,0040ns
Interação A x S	3	0,0034ns	0,002ns	0,0097ns	0,00004	0,0003ns	0,0022ns
Resíduo	16	0,0009	0,004	0,0108	0,0002	0,0014	0,0019
CV		18,98	24,39	12,23	2,31	15,80	5,63
Tipo de Água			**Médias (cm)**				
Abastecimento		0,16a	0,30a	0,84a	0,73a	0,23a	0,77a
Residuária		0,15a	0,27a	0,85a	0,72a	0,24a	0,77a
Tipo de Substrato			**Médias (cm)**				
Substrato comercial (S1)		0,15a	0,23ab	0,78a	0,73a	0,21ab	0,74a
Solo (S2)		0,13a	0,30b	0,82a	0,73a	0,27bc	0,77a
Fibra de coco (S3)		0,10a	0,17a	0,81a	0,74a	0,17a	0,76a
Solo + Fibra coco (S4)		0,24b	0,44c	0,99b	0,72a	0,30c	0,80a

** e * significativos a 1 e 5% de probabilidade, respectivamente; ns – não significativo. Médias seguidas de mesma letra na vertical não diferem entre si pelo teste de Tukey. [1] Variáveis com transformação em raiz de x; [2] Variáveis com transformação em raiz de x + 0,5.

A fitomassa seca da parte aérea, em concordância a FFPA, foi influenciada pelo tipo de substrato, com os melhores pesos, em todas as épocas de avaliação, ao utilizar-se do S4, o que, de acordo com Rosa et al. (2002) a fibra de coco vem sendo indicado como substrato agrícola, por apresentar uma estrutura física vantajosa, proporcionando alta porosidade e alto potencial de retenção de umidade, que aliado ao solo fornece uma maior regularidade da porosidade, permitindo, também, a presença de nutrientes diversos advindo desta união. Logo, tais características podem explicar a superioridade dos valores resultantes do uso do S4 para as principais variáveis relacionadas a produção de forragem (FFPA, FFR, FSPA, FSR).

A FSPA não foi influenciada pelo fator tipo de água, bem como todas as outras variáveis analisadas, concordando com Silva et al (2012), no qual, em seu trabalho com crescimento de girassol irrigado com água residuária, seguindo o comportamento das

demais variáveis vegetativas, a massa seca da parte aérea, não apresentou significância estatística nas diferentes datas de avaliação; comportamento este, que permite inferir que, embora a água residuária utilizada na irrigação não tenha afetado as variáveis vegetativas, isto pode possibilitar a substituição de água doce e a economia de fertilizantes na adubação.

Sem exceção de data de avaliação, não houve efeito significativo da interação entre os fatores tipo de água e tipo de substrato, em nenhuma das variáveis de fitomassa estudadas, o que indica independência dos fatores.

CONCLUSÕES

1. A utilização da água residuária, embora não significativamente, proporcionou valores de CR e FFR superiores na maioria das épocas de avaliação, com relação ao uso da água de abastecimento.
2. Embora a água residuária utilizada na irrigação não tenha afetado as variáveis vegetativas, em comparação a agua de abastecimento, isto pode possibilitar a substituição de água potável e a economia de fertilizantes na adubação, utilizando-se água de reuso, como principal recurso hídrico irrigante de mudas de girassol.
3. O substrato composto por solo + fibra de coco ofereceu maiores resultados para as principais variáveis relacionadas a produção de forragem (FFPA, FFR, FSPA, FSR) para a maioria das épocas de avaliação.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, L.; NOBRE, R.G.; SOARES, F.A.L.; GHEYI, H.R.; FIGUEIREDO, G.R.G.; SILVA, L.A. Germinação e crescimento inicial de plantas de girassol (*Helianthus annuus* L.) irrigadas com água residuária. **Educação Agrícola Superior**, v.22, n.02, p.48-50, 2007.

AZEVEDO, L. P. de; OLIVEIRA, E. L. de. Efeitos da aplicação de efluente de tratamento de esgoto na fertilidade do solo e produtividade de pepino sob irrigação subsuperficial. Engenharia Agrícola, v. 25, n. 01, p. 253-263, 2005.

CASTRO, C.; FARIAS, J. R.B. Ecofisiologia do girassol. In: Leita, R. M. V. B. C.; Brighenti, A. M.; Castro, C. (ed). Girassol no Brasil. Londrina: EMBRAPA, 2005. p.163-218.

FERREIRA, D.F. **Programa Sisvar – programa de análises estatísticas**. Lavras: UFLA, 2003.

OLIVEIRA, A.A.P.; BRAINER, M.S.C.P. **Floricultura: caracterização e mercado**. Banco do Nordeste, Fortaleza, Série Documentos do ETENE, n. 16, p.180, 2007.

RAMOS, J. M.O. Uso da água residuária na adubação: Vantagens e limitações. Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal. v.10, p.1-20, 2007.

ROSA, M.F.; BEZERRA, F.C.; CORREIA, D.; SANTOS, F.J.S.; ABREU, F.A.P.; FURTADO, A.A.L.; BRÍGIDO, A.K.L.; NORÕES, E.R.V. Utilização da casca de coco como substrato agrícola. Embrapa Agroindústria Tropical. **Documentos, 52.** Fortaleza, 24 p., 2002.

SILVA, L.T.; OLIVEIRA, M.L.A.; SACRAMENTO, D.S.; MENDONÇA, J.O.G.; OLIVEIRA, X.S.; GHEYI, H.R. Crescimento do girassol irrigado com água residuária tratada. 2012. Disponível em:< http://www.inovagri.org.br/meeting/wp-content/uploads/2012/06/Protocolo418.pdf> Acesso em 28 de fevereiro de 2013.

SOUSA, J.T.; CEBALLOS, B.S.O.; HENRIQUE, I.N.; DANTAS, J.P.; LIMA, S.M.S. Reuso de água residuária na produção de pimentão (Capsicum annuum L.). Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.10, p.89-96, 2006.

SOUZA, R.M.; NOBRE, R.G.; GHEYI, H.R; DIAS, N.S.; SOARES, F.A.L; Utilização de água residuária e de adubação orgânica no cultivo do girassol. **Revista Caatinga**, v.23, n.2, p. 125-133, 2010.

STEVENSON, J.F. **Humus chemistry genesis: Composition, reactions**. 2.ed. New York: John Wiley & Sons, 1994. 496p.

TANIO, D. S.; SIMÕES, S. C. Cadeia de suprimento de flores e plantas ornamentais no Brasil: uma nova abordagem para aumentar a participação do setor no mercado internacional. Grupo de Estudos Logísticos – UFSC, 2005. <http:// www.gelog.ufsc.br/Publicacoes/> Acesso em: 20 jan.2008.

DESENVOLVIMENTO DA CRASSOSTREA RHIZOPHORAE NO ESTUÁRIO DO RIO FORMOSO,PE,BRASIL

Karoline Juliana Costa-Silva[1]
Goretti Sônia-Silva [2]

[1] Bolsista de Iniciação Cientifica – PIBIC - Centro de Ciências Biológicas e Saúde (CCBS) - Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP). karoline_1993_07@msn.com

[2] Pesquisadora e Docente. Universidade Católica de Pernambuco (UNICAP) - Centro de Ciências Biológicas e Saúde (CCBS). goretti@unicap.br

Resumo

O sistema estuarino do rio Formoso vem desempenhando um papel socioeconômico muito importante, principalmente para a população de baixa renda que vive em suas proximidades. A *Crassostrea rhizophorae (Ostra)* ocorre nos manguezais presas às raízes do *Rhizophorae mangle*. Assim, objetiva-se neste trabalho avaliar o desenvolvimento da *Crassostrea rhizophorae* no estuário do rio Formoso, PE,Brasil. O estuário do rio Formoso tem uma extensão de 12km e nasce na porção noroeste do município de Rio Formoso. A pesquisa foi realizada entre agosto/2012 a dezembro/2012. No sistema estuarino foram selecionadas três árvores *Rhizophorae mangle*, colocadas coletores artificiais do tipo PVC nas raízes do mangue. Coletas de água foram feitas para as análises dos fatores salinidade, temperatura e potencial de hidrogenação (pH). A salinidade variou de 31 a 40, contudo a diminuição significativa da mesma provocou mortalidade de alguns indivíduos. A média da análise da temperatura da água foi de 26,25^{o}C, com o máximo de 29^{o}C em novembro, e mínimo de 21,5^{o}C em dezembro. Observou-se que os menores índices de potencial de hidrogenação (pH) ocorreu em novembro/2012, e maiores ocorreu em dezembro/2012 resultando o desenvolvimento dos indivíduos. De acordo com os dados, os fatores físico-químicos influenciaram no desenvolvimento da *Crassostrea* rhizophorae.

Palavras-chave: desenvolvimento, ostra, estuário.

INTRODUÇÃO

Os estuários representam um dos elos principais do ciclo hidrológico e biogeoquímico global, atuando como os agentes transportadores de água e matéria dissolvida e partícula dos continentes aos oceanos (MEDEIROS *et al* 2010). A análise dos fatores ambientais nas águas estuarinas apresenta, em geral, grandes dificuldades principalmente por causa da magnitude das variações sazonais destes parâmetros os quais em sua grande maioria, são bastantes diferentes quando comparados com a região oceânica costeira e por ser um estuário um sistema dinâmico, onde as características ambientais são por demais variáveis. O estudo sobre a variação dos principais componentes tem sido desde muito tempo, a base de todo campo de pesquisa.

Os estuários são as áreas mais impactadas pelo homem através do desenvolvimento tecnológico, funcionando como receptor de efluentes domésticos e industriais, os quais vêm alterando suas condições de ambiente naturalmente eutrofizado. Portanto essas áreas são merecedoras de destaque por se encontrarem em região costeira e apresentam um forte hidrodinamismo provocado pelo fluxo e refluxo das marés produzindo variações tanto nos parâmetros hidrológicos como na comunidade planctônica local (FEITOSA *et al.,* 1999).

Entre os vários estuários do Estado de Pernambuco, destaca-se o sistema estuarino do rio Formoso que, devido à intensa atividade pesqueira e turística, vem desempenhando um papel socioeconômico muito importante, principalmente para a população de baixa renda que vive em suas proximidades. Neste estuário, os recursos pesqueiros são a base sustentável de diversas comunidades; a ostra do mangue *Crassostrea rhizophorae*, espécie nativa do estuário do rio Formoso, ocorre nos manguezais presas às raízes aéreas e situam-se numa faixa média e inferior a zona interdital do habitat marinho (Sônia-Silva e Brito 2002, 2003; Sônia-Silva e Chaves, 2000). São nas raízes do mangue que as ostras formam intensos aglomerados de espécimes e que estão sujeitos a interferência de fatores físico-químicos. Outrossim, é relevante salientar que o gênero *Crassostrea* reúne ostra de maior interesse econômico em função do valor alimentício da "carne" e do uso da concha na fabricação de diversos adornos; também, em zonas tropicais a desova das ostras ocorre de forma continua, durante o ano todo, favorecendo a sustentabilidade de diversas comunidades litorâneas. Sendo assim,objetiva-se neste

trabalho avaliar o desenvolvimento da Crassostrea rhizophorae (Guilding, 1828) em função de alguns parametros físico-químico no estuário do rio formoso, PE, brasil.

MATERIAL E MÉTODOS

O município de Rio Formoso está inserido nas bacias dos rios Sirinhaém e Una, além de pequenos grupos de rios litorâneos. Destaca-se neste complexo fluvial o estuário do rio Formoso, situado entre as coordenadas geográficas 8º 39' - 8º 42' S e 35º 10' - 35º 05' W. É formado pelos rios Formoso, dos Passos, Lemenho, a noroeste, e pelo rio Ariquindá, ao sul, rios estes de características litorâneas, diferentemente de outras áreas estuarinas do litoral do Estado, que são formadas, em sua maioria, por rios cuja bacia hidrográfica se estende ao interior até a região agreste (FIDEM, 1987).

O rio Formoso tem uma extensão de 12km e nasce na porção noroeste do município de mesmo nome, em terras do Engenho Vermelho, onde estão localizadas as cabeceiras de seus dois formadores - o rio Vermelho e o Serra D'água –, cuja confluência se dá a montante da sede do Engenho Changuazinho. A partir desse ponto, já com o nome de rio Formoso, dirige-se para sudeste, passando pela cidade homônima. Três quilômetros a jusante desta, o referido rio alcança a planície costeira dominada por seu amplo estuário que se dilata a nordeste e norte através de vários braços constituídos pelos rios Goicana, dos Passos, Porto das Pedras e Lemenho. Com seus largos canais, esses rios engendram uma trama compacta de mangues e salgados que, a oeste, nordeste e norte, se estendem até o sopé dos morros e colinas que bordejam a planície costeira e, a leste, confinam com os terraços marinhos atuais. Próximo à desembocadura, localizada entre a ponta de Guadalupe e a praia dos Carneiros, o rio Formoso recebe o Ariquindá e seu afluente União, dois importantes componentes de sua bacia (CPRH, 1999).

A pesquisa foi realizada entre agosto de 2012 a dezembro de 2012 no respectivo estuário. No estuário foram selecionadas três arvores de mangue vermelho, *rhizophorae mangle*, e colocadas coletores artificiais do tipo PVC suspensos verticalmente e/ou horizontalmente em pontos específicos nas raízes do mangue. Posteriormente, a fixação das "semente" de ostras nos coletores suspensos nas raízes do mangue, as mesmas foram aferidas pelos seus valores biométricos, medindo-se a altura com paquímetro de precisão de 0,05 mm. Em seguida, coletas de água eram feitas para as análises de alguns fatores abióticos salinidade, temperatura e pH. Finalmente foram feitas as analises e

organização dos dados obtidos através de recursos softwares do computador local para gerar gráficos e tabelas referente às analises concluídas.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A salinidade no período estudado variou de 31 a 40 no mês de setembro. Em relação ao período chuvoso, foi registrada no mês de agosto, diminuição significativa da salinidade, chegando a 21 o que possivelmente provocou mortalidade de alguns indivíduos. Pereira *et. al.*, (2001) registrou que o gênero *Crassostrea* sp, pode sobreviver numa amplitude de 8 a 32. Pereira *et al*, (2003) ratificam o ideal de salinidade entre 15 a 25 podendo tolerar de 8‰ a 34‰, sendo essa tolerância a variação caracteriza a espécie como eurialina. Maccacchero *et al*. (2007), estudando as ostras da região sul do Brasil, observaram que as melhores condições de salinidade para a sobrevivência e desenvolvimento da *C. rhizophorae* está entre 30 e 32. Segundo Gomez *et al.* (1995), para seleção de área adequada para o cultivo de ostras, a salinidade da água deve estar entre 25 e 35. Lemos *et al.* (1994) afirmaram que as larvas sobrevivem e crescem melhor nessas salinidades. Valores altos de salinidade retardam o crescimento de ostras (ALVARENGA e NALESSO, 2006). Em relação à análise da temperatura da água, a média foi de 26,25 ^{o}C, com o máximo e minino de 29^{o}C no mês de novembro e 21,5^{o}C no mês de dezembro, respectivamente. A taxa de filtração ótima para *C. rhizophorae* é alcançada a uma temperatura de 28ºC e salinidade de 25. Segundo Vinateia (1999) a temperatura é um dos principais fatores limitantes numa grande variedade de processos biológicos, desde a velocidade de simples reações químicas até a distribuição ecológica de uma espécie animal. Esta variável desempenha um importante papel sobre os organismos aquáticos, afetando principalmente o crescimento, a taxa de alimentação, o metabolismo, a sobrevivência e a reprodução (CHAPARRO, 1998). Além disso, a temperatura regula o metabolismo, que influencia o consumo de oxigênio (BOUGRIER *et al.,* 1995), sendo o fator abiótico mais comumente associado à altas taxas de mortalidade de ostras (ROYER *et al.,* 2007). Segundo Frias e Rodrigues (1991) os locais em que a temperatura da água varia entre 19 e 32 ºC podem ser eficientes para o desenvolvimento e crescimento da espécie. Segundo Fabioux *et al.* (2005), a temperatura máxima para o desenvolvimento reprodutivo de ostras é 30 ºC. Miranda e Guzenski (1999), analisando o crescimento corporal e a sobrevivência, concluíram que as temperaturas entre 23 e 25 ºC são as mais adequadas

ao cultivo de *C.rhizophorae*. Segundo os autores, sob temperaturas inferiores a 22 ºC foi verificado aumento de mortalidade. Os bivalves que habitam as zonas tropicais ou subtropicais estão adaptados a variações de temperatura. Observou-se, neste trabalho, que o pH variou entre 7,0 na E1 no mês de novembro à 9,8 também na E1 no mês de Dezembro, com média de 8,42. O pH mostrou-se alcalino em todo o decorrer das observações, indicando uma variação considerável no desenvolvimento da espécie *Crassostrea rhizophorae*. Observou-se, também, que os menores índices de pH ocorreu no mês de novembro/2012, enquanto os maiores índices de pH ocorreu no mês de dezembro/2012 resultando o aumento e o desenvolvimento dos indivíduos. Pode-se afirmar também que a quantidade de ostras sobreviventes nos meses estudados sofreu influencia no pH, indicando que quanto maior o valor do pH, maior é a chance de sobrevivência da espécie no local.

O pH é uma variável muito especial nos ambientes aquáticos, podendo influenciar muitos fenômenos químicos e biológicos. Seu efeito nos organismos cultivados relaciona-se ao metabolismo e processos fisiológicos. Segundo Esteves (1998), o pH atua sobre as comunidades aquáticas diretamente nos processos de permeabilidade da membrana celular, interferindo, portanto, no transporte iônico intra e extra celular e entre os organismos e o meio. O pH da água está relacionado com a quantidade de matéria orgânica em decomposição, o qual o fator limitante tanto para o dióxido de carbono como para o de oxigênio dissolvido. Evidenciou-se, neste trabalho, que o pH sofre grande influência da água do mar no interior do estuário. Nos organismos, o pH é um fator importante no metabolismo, aumentando ou diminuindo as atividades metabólicas. Na *Crassostrea rhizophorae* não é diferente, o que indica que o pH ajuda no metabolismo e, consequentemente auxilia no desenvolvimento. Para Gomez *et al.* (1995), o pH da água deve estar entre 7,9 e 8,1. Deduz-se que pequenas variações de pH não são representativas para afetar o crescimento da ostra, comparando-se aos intervalos de Vinatea (1997), que testou variações de 4 a 11, as quais são consideradas, respectivamente, limites inferior e superior de sobrevivência.

CONCLUSÃO

1. Os fatores físico-químicos influencia no desenvolvimento e crescimento das formas juvenis da ostra do mangue *Crassostrea* rhizophorae no estuário do rio Formoso,PE, Brasil.

2. A proximidade do ambiente marinho interfere no desenvolvimento da ostra do mangue *Crassostrea* rhizophorae

REFERENCIAS

CHAPARRO, O. R. et al. Manual de Cultivo de La ostra chilena (Ostrea chilensis). . Ed. da Universidad Austral de Chile/Instituto de Biología Marina, 1998. 16 p. il. 15 cm.

MIRANDA, M. B. B. & GUZENSKI, J. Arquivos de ciências do mar. Cultivo larval da ostra do mangue, *Crassostrea rhizophorae* (Guilding, 1828), Em diferentes condições de temperatura, salinidade e densidade. Vol. 32, Fortaleza: UFC. P. 73 – 84, 1999 .

NASCIMENTO F. C. R.; MUNIZ K.; FEITOSA F. A. N.; ARAÚJO J. P.; SILVA, R. M. S.; SILVA, G. S.; MONTES M. J. S. Disponibilidade nutricional da Bacia do Pina e Rio Tejipió (Recife – PE – Brasil) em relação aos nutrientes e biomassa primária (Setembro 2000). Tropical Oceanography, Recife> v.31, n.2, p. 149-169, 2003.

SÔNIA-SILVA, G.; MELLO R. L. S.; NASCIMENTO, A. E.; MESSIAS, A. S.; ARAUJO, S. F. S.; Atividades Pesqueiras Artesanais e a Relação com a Malacofauna no Manguezal do Rio Formoso, PE – Brasil. Trabalhos Oceanográficos da UFPE, Recife: n.28, v. 2,2000, p. 195-207.

SÔNIA-SILVA, g.; BRITTO, V. B.; NASCIMENTO, A. E.; TAKAKI, G. M. C. Águas Estuarinas e Sustentabilidade Local: Um Estudo da Pesca Artezanal do Camarão-branco *Litopenaeus schmitti*, Crustacea, Decapoda, Penaeidae, no Estuário do Rio Formoso, Pernambuco, Brasil. Revista de Biologia e Ciências da Terra, Suplemento Especial Número 1. Universidade Estadual da Paraíba. Campina Grande, Brasil. PP. 40-47, 2003

SÔNIA-SILVA, G.; Bivalves Endofaunais do manguezal do Rio Formoso, Pernambuco, Brasil: Composição, Relações com Fatores Abióticos e seu Papel como Recurso Pesqueiro para Comunidade de Pescadores. Tese de Doutorado. Universidade Federal de Pernambuco. Centro de Tecnologia e Geociências. Departamento de Oceanografia. Recife, 2003.

BASTOS, Rafaella Brasil; FEITOSA, Fernando Antônio do Nascimento; MUNIZ, Kátia. Variabilidade espaço-temporal da biomassa fitoplanctônica e hidrologia no estuário do rio Una (Pernambuco – Brasil). Tropical Oceanography (Revista 0nline), Recife, v. 33, n. 1. p. 1-18, 2005.

Medeiros, P. R. P.; Souza, W. F. L.; Knoppers, B. A.; Lima, L. L. CARGA FLUVIAL DE NITROGÊNIO AO ESTUÁRIO DO RIO SÃO FRANCISCO, NE-BRASIL, APÓS A CONSTRUÇ•O DE BARRAGENS. III Congresso Brasileiro de Oceanografia – CBO'2010. Rio Grande (RS), 2010.

CPRH – Companhia Pernambucana de Controle da Poluição e Recursos Hídricos. 1999. Planilhas de Controle industrial do Estado, UCOM/CPRH.

FEITOSA, F. A. N.; NASCIMENTO, F. C. R.; COSTA, K. M. P. DISTRIBUIÇÃO ESPACIAL E TEMPORAL DA BIOMASSA FITOPLANCTÔNICA RELACIONADA COM PARÂMETROS HIDROLÓGICOS NA BACIA DO PINA (RECIFE – PE). Trab. Oceanog. Univ. Fed. PE, Recife, 27(2):1 - 13, 1999.

PEREIRA-FILHO, J.; SCHETTINI, C.A.F.; RÖRIG, L.; SIEGLE, E. 2001. Intratidal variation and net transport of dissolved inorganic nutrients, POC and chlorophyll a in the Camboriú River Estuary, Brazil. Estuarine, coastal and shelf science, 53:249-257.

PEREIRA, Alexandre da Costa; TENÓRIO, Deusinete de Oliveira; COUTINHO, Roberto Quental. Ocorrência de Moluscos como fator importante na caracterização Geológica-Geotécnica de um depósito de Argila Orgânica no Bairro do Ibura, Recife-PE. Trabalhos Oceanográficos da Universidade Federal de Pernambuco. Recife, v. 26, n. 1, p. 55–62, 1998.

Maccacchero, G. B. et al. Influence of stocking density and culture management on growth and mortality of the mangrove native oyster *Crassostrea sp*. in southern Brazil. Revista Biotemas, 20 (3), setembro de 2007.

GOMES, T. P. MEIOFAUNA E NEMATOFAUNA DA ZONA COSTEIRA DA RESERVA BIOLÓGICA DO LAGO PIRATUBA, AMAPÁ, BRASIL. Programa de

Pós-Graduação em Biologia Ambiental, Universidade Federal do Pará, Campus de Bragança, 2008.

LEMOS, E. R. S.; MACHADO, R. D.; COURA, J. R. Rocky Mountain Spotted Fever in an endemic area in Minas Gerais, Brazil. Mem. Inst. Oswaldo Cruz. V. 89, n. 4, p. 497-501, 1994.

ALVARENGA, L.; NALESSO, R.C. 2006. Preliminary Assessment of the potential for mangrove oyster cultivation in Piraquê-Açu river estuary (Aracruz, ES). Braz. Arch. of Biol. and Tech. 49(1), p. 163-169.

VINATEA, A. L. Fundamentos de Aqüicultura. Florianópolis: Ed. UFSC, 349 p., 2004.

BOUGRIER, S.; GEARION, P.; DESLOUS-PAOLI, J. M.; BACHER, C.; JONQUIÈRES G. Allometric relationships and effects of temperature on clearance and oxygen consumption rates of Crassostrea gigas (Thunberg). IFREMER, LABEIM, BP 133, 17390 La Tremblade, France.

AVALIAÇÃO DO REGIME DE CHUVAS E DEMANDA DE ÁGUA PARA O MUNICIPIO DE INGÁ, PB

Kyonelly Queila Duarte Brito[1],José Geraldo de Araújo Ferreira Filho[2], Felipe Guedes de Souza[3]e Soahd Arruda Rached Farias[4]

[1]Graduanda de Engenharia Agricola - queiladuarte@hotmail.com;

[2]Graduando de Engenharia Agricola - gfilho_@hotmail.com;

[2]Graduando de Engenharia Agricola - felipeguedesjm_16@hotmail.com;

[2] Eng. Agrícola,Professora Universidade Federal de Campina Grande- soahd@deag.ufcg.edu.br

Resumo A região semiárida compreende uma área de 1.663.200 km², onde esta região ocupa 57,53% da área do NE, a área em estudo está localizada na microrregião de Itabaiana, e na mesorregião do Agreste paraibano, com uma distância de 95,6 km da capital João Pessoa, é classificada de clima predominantemente semiárido. Por meio de uma avaliação numérica do ocorrido de chuvas acumuladas mensais e anuais no município durante os últimos 16 anos, foi realizado uma estatística descritiva, além de confrontar as demandas de água necessárias para suprir a necessidade das pessoas e animais de produção do local, após recolher os dados na série recente do município, observa-se que o mesmo apresenta uma precipitação média anual de 712,8mm, e que em dez anos desta sequência, os valores apresentados foram inferior a média. Técnicas e obras que minimizem o efeito de evaporação dos mananciais e solo, associado a captações de água superficiais são caminhos para um desenvolvimento econômico e com visão sustentável.

Palavras-chave: Planejamento hídrico, semiárido, captação de água de chuva

INTRODUÇÃO

O semiárido brasileiro é uma região de difícil desenvolvimento agrícola, pois esta é uma área onde as condições agroecológicas e econômicas são desfavoráveis aos sistemas de exploração, não só a agricultura como também a pecuária encontram bastante dificuldade para se estabilizarem.

A região semiárida compreende uma área de 1.663.200 km², onde esta região ocupa 57,53% da área do NE, com o predomínio do ecossistema caatinga, o solo em sua maioria é do tipo areno-argiloso que é pobre em matéria orgânica. Além das dificuldades pedológicas da região, o regime de chuvas marcado pela irregularidade é um grave problema encontrado pelos sistemas de exploração da região (PADILHA et al., 2004).

O objetivo deste trabalho é avaliar o regime de chuvas no município de Ingá, identificar se a precipitação pluviométrica é suficiente para suprir as necessidades da população e apresentar formas para um bom aproveitamento e manejo da água de chuva.

Segundo informações contidas no Dossiê Nordeste Seco (Nordeste, 1999), o Semiárido brasileiro é a mais povoada do mundo quando relacionada ao clima, e em função das adversidades climáticas, associadas a outros fatores históricos, geográficos e políticos, que remontam centenas de anos, abriga a parcela mais pobre da população brasileira, com ocorrência de graves problemas sociais. (MOURA et al., 2007)

MATERIAIS E MÉTODOS

A área em estudo está localizada na microrregião de Itabaiana, e na mesorregião do Agreste paraibano, com uma distância de 95,6 km da capital João Pessoa, é classificada de clima predominantemente semiárido, com coordenadas geográficas 7°16’4” S, 35°36’46” W , e uma altitude de 163m. A área apresenta uma temperatura média anual varia em torno de 25ºC.(IBGE 2008).



Figura 1. Mapa de localização do município de Ingá em relação a João Pessoa

Segundo AESA (2012), o município de Ingá tem predominância de solos jovens, variando entre Litólico Eutrofico a Bruno não cálcico, e a classe de capacidade de uso da terra recomendado tem predominância para uso de culturas permanente principalmente pastagem ou reflorestamento e Terras íngremes mais susceptíveis a erosão, próprias para cultivos contínuos e que se prestam mais para lavoura esporádica.

Conforme IBGE (2012), com uma população de 18 180 hab., densidade demográfica de 63,13 hab/Km², área da unidade territorial de 287,99Km² e um IDH de 0,565 considerado médio segundo PNUD (2000).

Por meio de uma avaliação numérica do ocorrido de chuvas acumuladas mensais e anuais no município durante os últimos 16 anos, foi realizada uma estatística descritiva com valores de média, mediana, coeficiente de variação, máximo e mínimo, além de confrontar as demandas de água necessárias para suprir as pessoas e animais de produção do local. Os dados estimados para consumo humano e animais, foram ajustados de vários comunicados técnicos sobre necessidade hídrica animal.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Mediante análise dos dados e conforme mapa de pluviometria média anual (AESA 2013), onde este apresenta que o município de Ingá encontra-se em uma zona de 800 mm/ano obteve-se os resultados da distribuição e demanda de água para a área em estudo.

Distribuição temporal das chuvas mensais entre 1996 a 2012

Ao observar os dados mensais de chuvas (Tabela 1), percebe-se claramente as características de região semiárida, onde a falta de regularidade de chuvas durante o que é considerado meses chuvosos, realmente fica evidente, em abril de 1998 e 2002, maio de 2001 e 2010 e junho de 1997, 1998 e 1999 considerado pela sequencia, como o mês que mais chove na região, assim como recolher águas em janeiro na ordem de 370mm, no ano de 2004 não chega a ser usufruído pela agricultura, considerando que os meses subsequentes reduzem sensivelmente a contribuição de chuvas, tendo comprometido a produção para quem utiliza culturas de ciclos em torno de 90 dias. Com excesso ou déficit o efeito de incerteza para a exploração da agricultura de sequeiro exige que tenha-se planejamento de técnicas e práticas

de conservação de solo associado a captação de água para maior infiltração, permitindo assim, maior umidade para produzir em três a quatro meses as culturas básicas

Tabela 1. Valores de precipitação mensal numa série dos últimos dezessete anos no município de Ingá-PB. AESA. 2012

Ano	Jan	Fev	Mar	Abr	Mai	Jun	Jul	Ago	Set	Out	Nov	Dez	Anual
1996	15,0	34,4	100,5	183,6	110,7	98,2	62,8	127,0	19,7	17,2	45,9	2,3	817,3
1997	2,8	74,7	67,1	155,2	118,4	44,1	59,9	27,6	5,2	0,0	0,0	79,2	634,2
1998	21,6	0,0	57,4	7,4	44,6	20,8	76,4	91,4	0,2	0,0	0,0	3,0	322,8
1999	91,2	61,4	68,6	26,4	76,5	35,8	48,2	40,2	12,8	14,2	0,0	61,3	536,6
2000	87,2	49,3	28,1	139,5	55,6	216,7	137,7	126,3	86,3	14,8	10,4	47,5	999,4
2001	10,8	1,0	117,0	48,8	10,0	121,2	104,2	46,0	24,0	25,4	3,4	27,0	538,8
2002	46,2	25,6	45,2	9,0	78,2	126,0	75,2	24,0	0,0	0,0	26,2	1,2	456,8
2003	67,4	80,4	140,0	58,6	54,6	110,8	58,7	25,8	25,2	0,0	5,0	0,0	626,5
2004	370,0	190,0	14,5	73,0	133,8	165,0	119,2	35,6	17,2	0,0	0,0	0,0	1118,3
2005	0,0	18,5	40,6	23,1	203,1	255,6	44,6	111,2	6,6	2,5	2,0	16,6	724,4
2006	1,5	32,7	37,4	82,8	91,6	119,1	67,8	55,6	19,2	19,3	46,9	14,9	588,8
2007	18,9	78,6	84,9	69,1	44,8	140,8	68,5	65,5	61,4	4,6	0,9	40,9	678,9
2008	45,8	62,3	159,4	84,9	113,2	91,1	151,0	66,0	36,1	5,8	0,0	40,7	856,3
2009	3,5	106,5	59,3	99,0	61,9	83,2	180,3	115,3	12,9	0,0	12,7	8,1	742,7
2010	58,5	12,9	86,7	49,5	30,8	188,6	90,3	43,5	20,8	0,0	6,2	4,2	592,0
2011	116,0	6,9	190,0	192,5	299,6	133,9	324,9	102,4	0,0	3,9	0,0	10,1	1380,2
2012	56,2	69,9	42,0	1,4	44,6	188,9	82,8	10,0	2,2	6,0	0,0	0,0	504,0
CLIMAT	**34,9**	**46,0**	**80,3**	**89,9**	**94,6**	**103,2**	**88,8**	**50,6**	**24,5**	**11,6**	**14,4**	**23,4**	**662,2**

Distribuição anual das chuvas acumuladas anualmente entre 1996 a 2012

Após recolher dados mensais e anuais de uma série recente dos últimos 16 anos do município, observa-se que o mesmo apresenta uma precipitação média anual de 712,8mm, e que em dezanos desta sequencia, os valores apresentados foram inferior a média (Figura 2). A mediana foi de 634,2mm ano-1, e que os anos que choveram acima de 800 mm por ano, foram os anos de 1996, 2000, 2004, 2008 e 2011, indicando que o município não vem atingindo a média estimada pela AESA (2013). Através da estatística descritiva podemos avaliar que o coeficiente de variação dos 17 anos, foi de 36,6 %, indicando uma variabilidade elevada, exigindo mais ação no planejamento de acolher águas, pois embora pareça um município com um bom índice pluviométrico médio, a realidade dos últimos anos, indica que muitas obras de captação de água de chuva devem ocorrer e com critérios de construção de acordo com o conhecimento prévio das características locais, isto é, evaporação elevada, escoamento alto, riachos com níveis de sais elevados, e tantos outros que exigem escolher adequadamente de acordo com o local da comunidade.

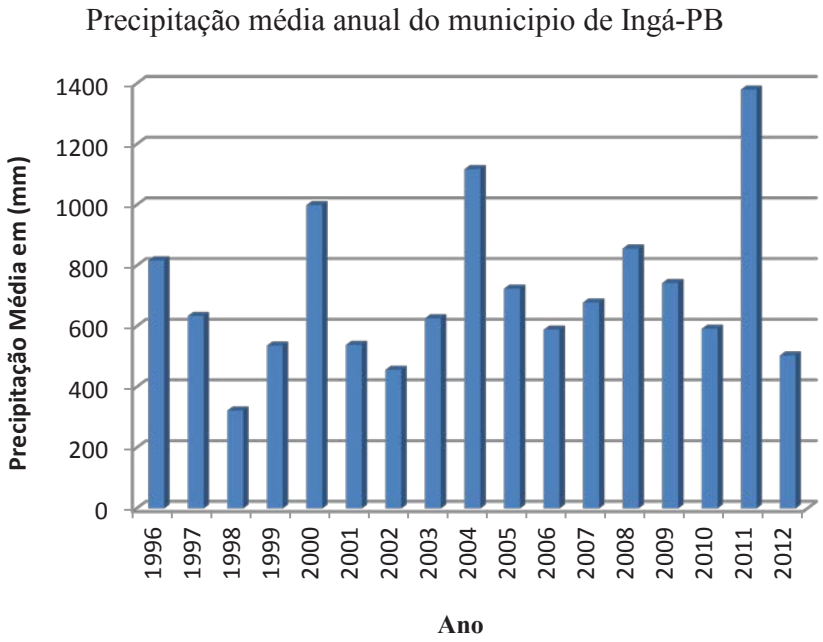


Figura 2. Histograma das precipitações médias anuais

Demanda de consumo de água no município

Quando estima-se a necessidade das pessoas e dos animais no consumo de água (Tabela 2) e avaliamos o quando de água é precipitado na área territorial (287,99Km²) obtemos alguns volumes decorrente de acumulo de chuvas anuais durante a série em estudo (Tabela 1) e encontra-se os seguintes valores, quando considera-se a média precipitada (17 anos) 50.495.464,8 m3 ano -1 (712,8 mm/ano), quando semelhante calcula-se baseado no mínimo de precipitação na mesma série, temos 22.867.474,8 m3 ano -1 (322,8 mm ano -1) e no maior acolhimento de água no município para o mesmo período de analise, temos um volume precipitado de 97.7744.748,2 m3 ano -1 (1.380,2 mm ano -1), portanto, as políticas públicas de gestão de água para o município, teria que avaliar o potencial existente de fontes de águas e referida distancia das comunidades, principalmente da zona rural e planejar captação de água que pudesse oferecer volume de água para seus habitantes, de forma que se a analise fosse baseado na média da série de 17 anos, o compromisso seria de acolher água na ordem de 1% do chove , baseado no mínimo de chuva registrada (ano de 1998), seria de 2,21% e quando comparado ao ano que mais choveu (2011), o compromisso de acolher água seria de apenas 0,51% do que precipitou.

Tabela 2. Quadro de demanda de água para dessedentação animal e consumo humano para o município de Ingá, PB

INGÁ 2010 E PECUÁRIA DE 2006(IBGE 2012)	Quant	Unid	Demanda/ consumo litro por dia	Consumo estimado m^3 por dia	Demanda m^3 por ano
População Censo em 2010	18 180	habitantes	150	2 727,00	981 720,00
Bovinos	11 754	Cabeça	45	529,93	190 414,80
Vacas ordenhadas	662	Cabeça	50	33,10	11 916,00
Ovinos	1 265	cabeça	7	8,85	3 187,8
Caprinos	1 410	Cabeça	7	9,87	3553,20
Suínos	408	Cabeça	7	2,85	1 028,16
Equinos	433	Cabeça	30	12,99	4 676,40
Asininos	110	Cabeça	15	1,65	594,00
Muares	120	Cabeça	15	1,8	648,00
Galinhas	3 292	Cabeça	2	6,58	2 370,24
Galos,frangas,frangos e pinto	14 370	Cabeça	2	28,74	10 346,40
TOTAL DE NECESSIDADE DEMANDADA NO MUNICIPIO				**3 363,36**	**1 210 455,00**

Em todas as avaliações (mínima, média ou máxima), o importante é não deixar no planejamento hídrico do município, um levantamento da população de forma a mensurar espacialmente esta demanda, e verificar “in loco” todas as condições propicias para construções que acumulem água das chuvas, evitando as perdas por escoamento durante o processo de chuvas, ou mesmo o efeito de evaporação elevada durante o armazenamento das águas. Para associar este planejamento, promover técnicas de maior infiltração de água, que auxilia em prolongar maior tempo de umidade o que produz maior chance de sucesso na produção agrícola de sequeiro

CONCLUSÕES

Após a observação dos resultados, tem-se que a demanda por água da população pode ser suprida pela precipitação do município, porém em períodos críticos onde as chuvas são abaixo da média esperada, a escassez de água é um problema para os habitantes, em frente a estas dificuldades encontradas pelos moradores desta região as técnicas de contenção de água e conservação do solo, assim como práticas de melhoramento da fertilidade do solo, se fazem necessárias para uma visão sustentável da região.

Técnicas e obras que minimizem o efeito de evaporação dos mananciais e solo, associado a captações de água superficiais que evitem perdas de escoamento em momentos de enxurradas são caminhos apresentados para um desenvolvimento econômico e com visão sustentável.

Dentro das técnicas recomendadas existem as barragens subterrâneas que propiciam a exploração agrícola em sua bacia hidráulica, associado sempre a um poço amazonas em sua montante para investigações quanto ao nível do lençol freático retido e os níveis de sais.

Obras de obstáculos superficiais, seja em riachos ou encostas, semelhantes a BAPUCOSA'S , Base zero, terracemento com tiras de pneus (TETIP's), também são técnicas eficazes para a contenção de água e solo, para regiões onde ocorrem intensas chuvas em curto tempo, e longo período de intervalo entre chuvas, além do pouco volume de água anual.

REFERENCIAS

Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA. Previsão do Tempo – chuvas. Disponível em: http://www.aesa.pb.gov.br. Acesso em 01 de março de 2013.

BRITO, L. T. de L.; MOURA, M. S. B. de; GAMA, G. F. B. (Ed.). Potencialidades da água de chuva no semiárido brasileiro. Petrolina: Embrapa Semiárido, 2007. 120p.

Fundação Instituto Brasileiro de geografia e Estatística – FIBGE. Produção agrícola municipal 2010. Disponível em: http://www.ibge.gov.br. Acesso em: 28 de fevereiro de 2013.

ORTEGA, E.; PADILHA, J. A.; ZANGHETIN, M. F. de L. O uso da água nas micro-bacias hidrográficas do semi-árido Do nordeste brasileiro e o conceito base zero. In: Proceedings of IV Biennial International Workshop "Advances in Energy Studies", 2004, Campinas, pages 65-72.

SOUZA FILHO, F. de A. Recursos hídricos em regiões áridas e semiáridas. 1.ed. Campina Grande: Editora Instituto Nacional do Semiárido, 2011. 440p.

ToolServer - Geohack. Disponível em: http://toolserver.org. Acesso em 27 de fevereiro de 2013.

CARACTERIZAÇÃO FISIOGRÁFICA E AMBIENTAL DA MICROBACIA DO RIO CUIÁ, JOÃO PESSOA – PB

Lidiane Cristina Félix Gomes[1] Virgínia Mirtes de Alcântara Silva[2] Lúcia Helena Gurjão de Sousa [3] Glauciene Justino Ferreira da Silva [4]

[1] Geógrafa, Doutoranda em Geografia, UFC/Fortaleza – CE, lidiane.geo@gmail.com

[2] Bióloga,Mestranda em Recursos Naturais, UFCG/Campina Grande – PB, email: virginia.mirtes@ig.com.br

[3] Tecnóloga em Geoprocessamento, Mestranda em Meteorologia, UFCG/ Campina Grande – PB, helena_geotec@yahoo.com.br

[4] Tecnóloga em Geoprocessamento, Mestranda em Geografia, UFPB/ João Pessoa – PB, glauc.geo@gmail.com

Resumo

O conhecimento dos parâmetros físicos de uma bacia hidrográfica assim como sua analise ambiental é de fundamental importância para sua a gestão. É um desafio para os gestores à administração e conservação de bacias inseridas dentro do perímetro urbano. Com isso, o presente trabalho tem por objetivo apresentar parâmetros fisiográficos, espacializar as sinuosidades do relevo ao longo da microbacia do rio Cuiá, localizada na cidade de João Pessoa-PB e apresentar suas condições ambientais no alto, médio e baixo curso a partir de dados coletados em campo. A metodologia de trabalho incluiu análise dos dados em ambiente SIG (Sistema de Informações Geográficas) compreendendo a dinâmica hidrológica da microbacia do rio Cuiá. A partir dos levantamentos e das análises elaboradas, constatou-se que os problemas mais significativos da bacia hidrográfica do Rio Cuiá são ocasionados devido às ações antropogênicas, tais como: as ocupações irregulares, a poluição hídrica, o assoreamento e as áreas mais conservadas estão localizadas em locais com relevo acidentado, dificultando o acesso as suas margens e preservando assim, a mata ciliar. Partindo dessas informações é possível traçar estratégias de controle e/ou de resolução dos problemas que estão inseridos numa escala mais ampla que o recorte de estudo.

Palavras-chave: Gestão; Recursos Hídricos; Meio Ambiente

Abstract

The knowledge of the physical parameters of a watershed as well as its environmental analysis are of fundamental importance for its management. It is a challenge for managers to preserve watersheds within the urban perimeter. Thus, this paper aims to present physiographic parameters, to spatialize the relief's sinuosities along the watershed of the river Cuiá, located in the city of João Pessoa-PB and present their environmental conditions at the high, medium and low current from data collected in the field. The methodology included analysis of data in GIS (Geographic Information System) comprising the hydrological dynamics of the river watershed Cuiá. According to surveys and analyzes developed, it was found that the most significant problems of the river watershed Cuiá are incurred due to anthropogenic actions, such as the irregular occupations, water pollution, siltation and the most conserved areas are located in areas with rugged terrain, making difficult access to its margins and thus preserving the riparian forest. Based on these information it is possible to devise strategies to control and / or to solve problems that are embedded in a larger scale comparing to the one in this study.

Keywords: Management, Water Resources, Environment

INTRODUÇÃO

A variabilidade do regime hidrológico é controlada por diversos elementos que formam a bacia hidrográfica ou fatores que nela ocorrem, tais como: condições climáticas (precipitação; evaporação; evapotranspiração; umidade relativa do ar; temperatura do ar; velocidade e direção do vento; radiação solar; etc.); geologia; geomorfologia; solos; cobertura vegetal; uso do solo e ações antrópicas (TUCCI, 2002).

As bacias hidrográficas constituem ecossistemas adequados para avaliação dos impactos causados pela atividade antrópica que podem acarretar riscos ao equilíbrio e à manutenção da quantidade e a qualidade da água, uma vez que estas variáveis são relacionadas com o uso do solo (Fernandes & Silva, 1994; Baruqui & Fernandes, 1985). É imprescindível a importância de informações físicas sobre as bacias hidrográficas para sua gestão, como também a verificação do uso correto do solo em suas proximidades.

Caracterizada como uma bacia urbana, a bacia hidrográfica do rio Cuiá, localizada na parte sul do município de João Pessoa, sofre impactos através de ações antrópicas que alteram os processos ambientais. Nesse contexto, o objetivo deste estudo consiste em apresentar parâmetros fisiográficos, especializar as sinuosidades do relevo ao longo da microbacia do rio Cuiá, utilizando geotecnologias e apresentar suas condições ambientais no alto, médio e baixo curso a partir de dados coletados em campo.

MATERIAL E MÉTODOS

1.1 Área de Estudo

A microbacia do rio Cuiá está localizada na cidade de João Pessoa-PB, abrange 21 bairros, com altimetria em torno de 70m e área aproximada de 40 km^2, sendo delimitada pelas coordenadas 302.000E/9.210.000N e 292.000E/9.200.000N.

Segundo a classificação de KÖPPEN, o clima na área de estudo é do tipo As', ou seja, clima tropical chuvoso, que é predominante na região litorânea de João Pessoa, e a temperatura média anual em torno de 26 e 27 (ºC).

Atualmente, as alterações desordenadas no uso do solo da bacia do rio Cuiá é um processo que deve ser analisado e contido com eficiência e rapidez. Neste sentido, a bacia hidrográfica é uma unidade perfeita para o diagnóstico da situação dos processos que envolvem problemas relacionados com impermeabilização do solo, inundação e erosão.

1.2 Métodos

Para a análise das formas de relevo e extração da rede de drenagem da bacia do Rio Cuiá foi utilizada a carta SB-25-Y-C, das imagens de radar SRTM (*Shuttle Radar Topography Mission*), extraída do site da Embrapa: http://www.relevobr.cnpm.embrapa.br/download/index.htm.

O procedimento para a extração da rede da bacia se deu através do uso de ferramentas da extensão *Spatial Analist Tools*, do *software* de SIG, o Arcgis, conforme descrito por GOMES (2011). Já para a obtenção do mapa hipsométrico, foram utilizadas as funções do 3D *analist,* obtendo as curvas de nível, com distâncias a cada 50m e após a geração de um Modelo Numérico do Terreno (MNT).

Os resultados da análise linear e areal foram obtidos a partir de fórmulas matemáticas segundo a metodologia de Christofoletti (1980), onde foram extraídos parâmetros de análise linear e areal.

Para a análise areal foram utilizados critérios planimétricos e medições lineares, onde o primeiro item obtido foi a área da bacia, a partir de técnicas de geoprocessamento e de um *software* de SIG. Já o comprimento da bacia, L, apesar da diversidade de definições em sua obtenção foi extraído utilizando ferramentas de um SIG e o método proposto que descreve como sendo à distância em linha reta entre a foz e o ponto mais alto situado ao longo do perímetro.

Para a análise ambiental de trechos do alto, médio e baixo curso da microbacia do rio Cuiá, foram utilizados o mapa hipsométrico, um recorte da imagem do satélite QuickBird, cedido pela DIGEOC-PMJP, através do seu Website e visitas *in loco* a áreas mais representativas ao longo da bacia hidrográfica, para melhor discorrer sobre suas condições atuais dentro da área urbana.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na análise Linear (Tabela 1) foram obtidos os seguintes parâmetros: O L_u, que é o somatório dos comprimentos dos canais de cada ordem, e é utilizado para a obtenção de alguns dos demais parâmetros; o RL_m, é a relação entre os comprimentos médios dos canais; o RL_b, que é a relação entre o índice do comprimento médio dos canais e o índice de bifurcação, considerado de grande importância pois o seu valor pode indicar que o tamanho médio dos canais, crescerá ou não, na mesma proporção (se forem iguais) ou que terá um aumento ou redução de forma progressiva de acordo com a elevação da ordem dos canais (se os valores forem diferentes).

Tabela 1 – Resultados da análise Linear

Ordem	N° de segmentos	Lu (m)	Rb	Comp. médio – Lm (Km)	RLm	Rlb
1	13	17040		1.34		
2	4	2820	4.33	0.71	0.53	0.12
3	2	5190	2	2.60	3.66	1.83
4	1	7590	2	7.59	2.92	1.46
Total	20	32640				

Já os parâmetros que compreendem a análise Areal (Tabela 2) são: O Dd, densidade de drenagem, onde o valor 0,77 indica que a bacia possui uma pobre drenagem, derivada de uma alta permeabilidade do solo; o Fs, que é a frequência de segmentos da bacia por unidade de área; o coeficiente de manutenção, Cm, apresenta área mínima necessária para a manutenção de um metro do canal de escoamento; o Dr, apresentar a capacidade de geração de novos rios, que nesta esfera apresenta o valor de 0,31 rios/km^2.

Tabela 2 – Resultados da análise Areal

Área da bacia (km^2)	Perímetro da bacia (km)	Comprimento da bacia - L (m)	Comp. do rio Princ. (km)	Dr (Rios/Km^2)	Dd (Km.Km^2)	Fs	Cm (m)
42,43	**49,74**	**9490,47**	**14,21**	**0,31**	**0,77**	**0,47**	**1298,7**

Na análise ambiental do alto, médio e baixo curso pôde-se averiguar que a bacia do rio Cuiá está totalmente inserida na área urbana e com relevo variando ao longo do seu curso natural, conforme Figura 1, apresentando características ambientais alteradas, derivadas não só da expansão urbana, com o surgimento de novos loteamentos, mas da forte presença de comunidades de baixa renda acomodadas próximas às margens do rio, que não só polui lançando lixo doméstico, mas aterra suas nascentes, deteriora a vegetação de mata ciliar e lança esgotos de diversas procedências.

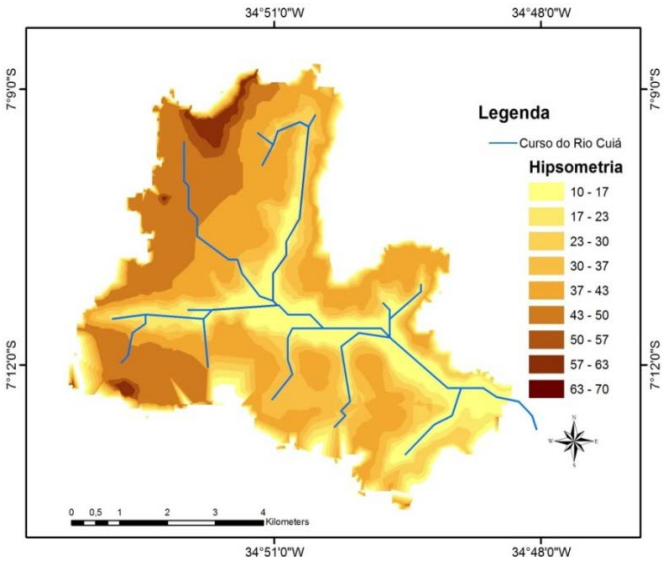


Figura 1: Mapa Hipsométrico da Microbacia do Rio Cuiá



Figura 2: a) desague do rio Cuiá no mar; b) trecho de baixo curso do rio Cuiá.

Por sua localização mais afastada da zona urbana, a foz da micro bacia do rio cuiá permanece intacta, preservada e sem agreções advindas da população. A Figura 2 apresenta um trecho do baixo curso do rio e a área de desague no oceano atlântico.

O médio curso do rio Cuiá apresenta ações antrópicas visiveis, evidenciando excessivas agressões ao meio ambiente, e um avanço consideravel as margens do rio e de sua mata ciliar. Pratica extensiva de agricultura e inserção de novos loteamentos e conjuntos habitacionais podem ser visualizados na Figura 3 e ocorrem em vários trechos ao longo da bacia.



Figura 3: a) médio curso, com áreas de cultivo; b) presença maciça de loteamentos às margens.

Já no alto curso pode-se verificar além da presença de novos loteamentos e conjuntos habitacionais (Figura 4), que a sua nascente apesar de apresentar cercas e placas indicativas de área de preservação permanente, já se encontra com forte presença de lançamento de esgotos domésticos e lixos diversos (Figura 5) derivados de comunidades.



Figura 4: alto curso do rio Cuiá, com presença maciça de loteamentos e conjuntos habitacionais às suas margens.



Figura 5: a) alto curso do rio, área cercada; b) lançamento de esgotos em sua nascente.

CONCLUSÃO

1. A densidade de drenagem apresentou valor de 0,77 na microbacia do rio Cuiá, o que indica uma pobre drenagem, derivada de uma alta permeabilidade do solo. A densidade de rios (Dr) caracterizou a capacidade de geração de novos rios, com valor de 0,31 rios/km2.

2. Na observância dos aspectos ambientais foi verificada a problemática da conservação e preservação dos rios urbanos. Ao longo da bacia apenas nas áreas com relevo mais acentuado, afastados da zona urbana, como é o caso da foz, foram detectadas áreas com a mata ciliar preservada e a ausência de ações degradantes.

3. Apesar da microbacia do rio Cuiá não abastecer a população, sua representação na fauna e na flora da região é de grande valia. Os transtornos ocasionados devido à incorreta manutenção, conservação e fiscalização ainda precisam ser quantificados, contudo já existe projeto para recuperação de transformação da área em parque ecológico.

REFERÊNCIAS

BARUQUI, A. M.; FERNANDES, M. R. Práticas de conservação do solo. Informe Agropecuário. Belo Horizonte, v. 11, n. 128, p. 55-69, ago. 1985.

CHRISTOFOLETTI, A. ***Geomorfologia***. São Paulo: Edgard Blücher LTDA, 1980.

FERNANDES, M.R.; SILVA, J. C. Programa Estadual de Manejo de SubBacias Hidrográficas: Fundamentos e estratégias. Belo Horizonte: EMATERMG. 1994.

GOMES, L. C.F. Caracterização morfométrica de uma bacia hidrográfica a partir de imagens SRTM. III Workshop de Mudanças Climáticas e Recursos Hídricos do Estado de Pernambuco (2011).

MMA, Ministério do Meio Ambiente. 2002. GEOBRASIL 2000: perspectivas do meio ambiente no Brasil. Edições IBAMA. 440 p.

SANTOS, J. Ocupação do solo e comportamento hidrológico da subbacia do rio Luís Alves, bacia do Itajaí, Santa Catarina. Curitiba, 2003. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal). Universidade Federal do Paraná.

SIQUEIRA, R. M. B; HENRY-SILVA, G. G. A bacia hidrográfica como unidade de estudo e o funcionamento dos ecossistemas fluviais. Boletim da Associação Brasileira de Limnologia. Boletim da Sociedade Brasileira de Limnologia, v. 39, p. 1-15, 2011.

SILVA, D. F.; GALVÍNCIO, J. D.; ALMEIDA, H. R. R. C. Variabilidade da Qualidade da Água na bacia hidrográfica do Rio São Francisco e atividades antrópicas relacionadas. Qualit@s Revista Eletrônica, v. 9, n. 3, p. 1-17, 2010.

SILVA, L.P. Modelagem e Geoprocessamento na Identificação de áreas com risco de inundação e erosão na Bacia do rio Cuiá. Campina Grande, 2007. Dissertação (Mestrado em Engenharia Urbana). Universidade Federal de Campina Grande.

TUCCI, C. E. M. Regionalização de vazões. UFRGS, Porto Alegre, 2002.

IMPLEMENTAÇÃO DE COLETA SELETIVA EM COMUNIDADE URBANA

Maria Jacilda Nelis Sampaio1, Alexandra Amorim Salgueiro,
Maria Helena Paranhos Gazineu
[1]Mestre – Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental; Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP; Rua Prof. Luiz Freire, 700, Cidade Universitária, Recife, PE, 50740-540;
[2]Professora-Pesquisadora, Centro de Ciências e Tecnologia, Universidade Católica de Pernambuco - UNICAP, Rua do Príncipe, 526, Boa Vista, Recife, PE, 50050-900; aas@unicap.br;
[3]Professora, Universidade Católica de Pernambuco, Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental; Associação Instituto de Tecnologia de Pernambuco – ITEP; Rua Prof. Luiz Freire, 700, Cidade Universitária, Recife, PE, 50740-540; helena@truenet.com.br.

Resumo

Atividades de educação ambiental direcionadas aos resíduos sólidos devem ser realizadas de forma intensa e contínua para que coleta seletiva e reciclagem sejam implementadas em comunidades de todo país. O objetivo deste trabalho foi implementar um sistema de coleta seletiva e reciclagem de resíduos sólidos num conjunto habitacional da cidade do Recife. Nessa Comunidade, famílias que viviam em palafitas e em diferentes áreas de risco foram transferidas para um conjunto habitacional por ação do poder público. Diversas atividades de educação ambiental foram realizadas: entrevistas, palestras, feira de ciências e oficinas lúdicas. As ações de educação ambiental sensibilizaram a Comunidade, que elegeu o Comitê de Resíduos Sólidos. A geração de renda oriunda da coleta seletiva e da reciclagem dos resíduos sólidos na Comunidade foi incentivada, discutida e implementada. A mobilização de comunidades traz benefícios ao meio ambiente, além de retorno financeiro.

Palavras-chave: resíduo sólido, reciclagem, educação ambiental.

INTRODUÇÃO

Ações conjuntas entre população e governo podem mudar a face do planeta que será legado para gerações futuras. Essa responsabilidade deve atingir a todos os segmentos da sociedade: indústrias, universidades, escolas, comunidades, dentre outros. A contribuição de todos para a preservação do meio ambiente, incluindo os resíduos sólidos, induzirá ao desenvolvimento sustentável.

Os resíduos sólidos são classificados de acordo com os riscos ao meio ambiente e à saúde pública, sendo denominados de perigosos os de Classe I. Os não-perigosos são subdivididos em Classe IIA, os não inertes (lixo doméstico orgânico) e em Classe IIB, constituídos por materiais inertes que abrangem todos os resíduos que não se degradam durante o tempo (ABNT, 2004).

No Brasil, a coleta de resíduos sólidos tem evoluído de forma positiva, atingindo grande parte dos municípios. A produção diária desses resíduos tem aumentado exponencialmente em função do aumento da população e do consumo. A coleta seletiva deve ser implementada em todo país para reduzir o acúmulo desses resíduos nos aterros sanitários.

O sucesso de ações de coleta seletiva está baseado no tripé: comunidade sensibilizada, coleta eficiente e mercado identificado. A interação desses fatores forma uma rede de parcerias fortes entre os envolvidos no projeto, o que possibilita a sustentabilidade do meio ambiente (CABRAL, 2008). Uma das estratégias em projetos de coleta seletiva é a realização de atividades de educação ambiental para dar suporte à implementação do projeto (LOUREIRO, 2006).

Nas décadas 4de 1970 e 1980, grande número de moradores da cidade do Recife (Pernambuco) vivia em condições precárias, às margens de rios e morros, sem as necessidades básicas de um cidadão, garantidas pela Constituição do Brasil. Os governos municipal e estadual transferiram famílias que moravam em áreas de risco para o Conjunto Habitacional do Cordeiro em Recife (ROSAS, 2010). Considerando que não havia um programa para os resíduos sólidos gerados neste Conjunto Habitacional, a proposta deste trabalho foi implementar coleta seletiva e reciclagem de resíduos sólidos, com instalação do Comitê de Resíduos Sólidos e realização de atividades de educação ambiental nessa Comunidade.

MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia utilizada neste trabalho foi pesquisa qualitativa do tipo observação participante, registro fotográfico e atividades de educação ambiental (OLIVEIRA, 2010).

Local de Estudo

O Conjunto Habitacional do Cordeiro é formado por apartamentos distribuídos em blocos e casas onde moram famílias que habitavam as comunidades Palafitas de Brasília Teimosa, Vila do Vintém II e Vila do Bueirão, três zonas de risco da cidade de Recife devido à enchente, endemia, maré alta e/ou violência urbana (PCR, 2008).

Atividades de educação ambiental

Entrevistas foram realizadas com o líder comunitário e participantes da Associação de Moradores do Conjunto Habitacional do Cordeiro. Questionários foram elaborados e aplicados aos moradores antes e após as atividades de educação ambiental. Três palestras foram realizadas na escola Municipal Darcy Ribeiro (localizada próxima ao Conjunto Habitacional) sobre meio ambiente, resíduos sólidos e qualidade de água. Foram realizadas oficinas lúdicas de reciclagem de resíduos sólidos, coletados pelos próprios participantes em suas residências e os materiais produzidos foram expostos em Feira de Ciências.

A coleta seletiva foi vivificada na escola Darcy Ribeiro. Os alunos, como multiplicadores do conhecimento, foram incentivados a praticá-la também na Comunidade a partir da coleta de garrafa plástica, vidro, papel, papelão e lata.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A transferência de famílias de diferentes locais, com culturas e educação em diversificadas, originou uma comunidade heterogênea no Conjunto Habitacional do Cordeiro. No diagnóstico, ficou confirmado que tráfico de droga, prostituição e violência doméstica, praticados por alguns moradores, foram responsáveis por conflitos na Comunidade. Nessa Comunidade, residem 850 famílias em 760 habitações, distribuídas em apartamentos (704) e casas (56), totalizando cerca de 4.500 moradores. Logo, há superlotação de moradias, habitando mais de uma família num mesmo local.

Sobre os resíduos sólidos, existe apenas coleta de resíduos sólidos em dias alternados, cuja freqüência não é suficiente para recolher a quantidade de lixo, havendo acúmulo desse resíduo em locais inadequados que causa poluição do meio ambiente e prejudica a qualidade de água dos moradores.

A percepção ambiental dos moradores do Conjunto Habitacional do Cordeiro foi avaliada nas atividades de educação ambiental por questionários sobre meio ambiente. Pode-se observar que 80 % dos participantes têm idade inferior a 30 anos e que 66 %, são do sexo feminino, indicando o interesse dos jovens, principalmente as mulheres, em participar de atividades que visam melhorar a qualidade de vida da Comunidade. A formação de multiplicadores do conhecimento na área de resíduos sólidos, direcionada à coleta seletiva, foi intensificada na Feira de Ciências, com a realização de atividades lúdicas na Escola Municipal Darcy Ribeiro.

Três palestras foram realizadas na Comunidade para incentivar e sensibilizar os moradores sobre meio ambiente, especificamente, coleta seletiva e reciclagem de resíduos sólidos. Os participantes concordaram que é necessário um trabalho constante de educação ambiental com o envolvimento e a participação de todos.

A criatividade dos estudantes foi demonstrada nas oficinas de reciclagem pela confecção de jogos de matemática com garrafas PET além de jogos de vai-e-vem, boliche e cartelas das quatro operações, abajur feito de folhas de bananeira e de bagaço de cana; almofadas e brinquedos de garrafa PET (Figura 1). Foram realizadas quatro oficinas lúdicas de reciclagem de resíduos sólidos com participação de 59 moradores (14 a 18 participantes por oficina).

Todos afirmaram que a coleta seletiva é necessária ao desenvolvimento sustentável do meio ambiente e aprenderam que os resíduos sólidos devem ser separados entre si: garrafas plásticas, latas, papéis, papelão, vidros, matéria orgânica para que possam ser reaproveitados. Entretanto, afirmaram que não existia na Comunidade, local próprio nem mesmo para colocar os resíduos sólidos.

Os moradores aprenderam que existem leis para a defesa do meio ambiente e afirmaram que o governo deveria fazer cumprir as leis através da aplicação de multas à população que descumprir a legislação. Eles ressaltaram ausência do poder público na realização de atividades na Comunidade, envolvendo principalmente os jovens, pois muitos não estudam e estão desempregados.

As atividades de educação ambiental para implementar a coleta seletiva de resíduos sólidos no Conjunto Habitacional do Cordeiro sensibilizaram a Comunidade sobre qualidade de água, riscos à saúde e coleta seletiva. A qualidade da água é influenciada pelo manejo dos resíduos sólidos, pois o descarte inadequado desses resíduos causa poluição hídrica. De acordo com o PNSB (2008), 12 milhões de residências no país não têm acesso à rede de abastecimento de água, cujo percentual atinge 31,74 % na região Nordeste.

(a)  **(b)** 

Figura 1 (a e b) Feira de Ciências na escola Darcy Ribeiro

O Comitê de Resíduos Sólidos foi eleito pelos moradores do Conjunto Habitacional do Cordeiro após o término das atividades de educação ambiental (palestras e oficinas) para atender às principais solicitações, relativas ao manejo dos resíduos sólidos: disposição, coleta seletiva e reciclagem. Esse Comitê ficou também responsável pela continuidade das atividades de educação ambiental no Conjunto Habitacional.

Em reunião da plenária da Associação dos Moradores do Conjunto Habitacional, foram eleitos cinco candidatos previamente selecionados, participando o líder comunitário dessa equipe. Foi proposto um projeto de coleta seletiva e reciclagem de resíduos sólidos no Conjunto Habitacional com os seguintes objetivos:

- esclarecer os moradores sobre a importância da coleta seletiva;
- construir áreas específicas para disposição dos resíduos sólidos;
- organizar e manter a coleta seletiva dos resíduos sólidos produzidos pela Comunidade;

- gerir a reciclagem dos resíduos sólidos com renda financeira para os moradores;
- implementar oficinas lúdicas de reciclagem dos resíduos sólidos;
- divulgar as ações, inclusive os resultados de palestras, oficinas e coleta seletiva.

Inicialmente, o Comitê de Resíduos Sólidos decidiu que a disposição desses resíduos seria em locais estratégicos; foram escolhidos e construídos os espaços apropriados em cada um dos prédios do Conjunto Habitacional. Foram solicitadas mais ações integradas da Prefeitura da Cidade do Recife (PCR), governo do Estado e organizações não-governamentais.

O Comitê informou aos demais moradores que o lixo colocado nesses espaços deveria ser previamente selecionado em cada residência. Nesses locais, todos os resíduos sólidos produzidos na Comunidade passaram a ser depositados de forma seletiva. Vidro, papel, papelão, lata e plástico serão encaminhados para reciclagem e os resíduos sólidos restantes (orgânicos e diversos) permanecerão no local específico até a coleta da PCR. Esses espaços serão gradeados para impedir que o material já separado seja espalhado por animais ou pessoas no Conjunto Habitacional.

A implementação da coleta seletiva diminui a disposição de resíduos sólidos nos aterros sanitários além de gerar renda para a comunidade. Os programas de coleta seletiva de resíduos sólidos no Brasil aumentaram de 451 no ano de 2000 para 994 em 2008. Na região sul, a coleta seletiva está implementada em 46 % dos municípios, seguida da região sudeste com 32,4 % dos municípios (PNSB, 2008).

Em Recife, a Prefeitura através da Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana (EMLURB) incentiva a coleta seletiva. Há coletores para vidro, plástico, papel/papelão e metal, dispostos em lugares estratégicos, além de caminhões compactadores que coletam os recicláveis quando solicitados. Um programa operacional e educativo confere palestras em residências, condomínios, escolas, empresas e indústrias, orientando a população sobre a separação do lixo domiciliar orgânico do lixo reciclável. A EMLURB também tem um programa comunitário de coleta seletiva que institui núcleos de catadores e implementa cooperativas em vários bairros de baixa renda (EMLURB, 2011).

A coleta seletiva e a reciclagem apresentam benefícios pela diminuição dos resíduos sólidos dispostos nos aterros sanitários e retorno financeiro pela transformação

desses resíduos em produtos utilizáveis no cotidiano com geração de renda para os moradores.

A sedimentação do conhecimento sobre meio ambiente foi concretizada pela melhoria de hábitos e atitudes dos moradores com a separação do lixo para reciclagem (coleta seletiva). Essa ação preservou o meio ambiente, ficando o Conjunto Habitacional do Cordeiro limpo e os resíduos coletados em locais apropriados. Os participantes concordaram que é importante a sensibilização sobre conservação do meio ambiente e sugeriram ações de educação ambiental não apenas no Conjunto Habitacional do Cordeiro como em outras comunidades.

CONCLUSÕES

- A implantação do Comitê de Resíduos Sólidos é uma ação que possibilita a consolidação do saneamento básico com apoio da Associação de Moradores, para implementação de coleta seletiva e reciclagem de resíduos sólidos;
- os resíduos sólidos coletados de forma adequada e em periodicidade constante, além da implementação da coleta seletiva, são desafios que garantem a sustentabilidade de comunidades;
- ações integradas entre governo, organizações não-governamentais e comunidades são imprescindíveis para implementar programas contínuos de educação ambiental, ressaltando a coleta seletiva de resíduos sólidos com possibilidade de geração de emprego e renda na própria comunidade.

REFERÊNCIAS

ABNT - Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10004. **Resíduos Sólidos – Classificação**. 2 ed. 2004. 71 p.

CABRAL, S. M. M. **Implantação da coleta seletiva e reciclagem de resíduos sólidos no município de Itaíba - Agreste – PE**. 2008. 95 f. Dissertação (Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental), Instituto de Tecnologia de Pernambuco. Recife. 2008.

EMLURB – Empresa de Manutenção e Limpeza Urbana. Coleta Seletiva. Disponível em: <http://www.recife.pe.gov.br/pr/servicospublicos/emlurb/coleta.php>. Acesso em: 22 set. 2011.

LOUREIRO, C. F. B. **Trajetória e fundamentos da educação ambiental.** São Paulo: Cortez, 2006. 150 p.

OLIVEIRA, M. M. **Como fazer projetos, relatórios, monografias, dissertações e teses.** 5. ed. Rio de Janeiro: Campus, 2010. 232 p.

PNSB - Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. **Síntese de dados**, 2008. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Rio de Janeiro: IBGE, 2010.

PCR - **Prefeitura da Cidade do Recife: palafitas de Brasília Teimosa,** 2008. Disponível em: <http://www.recife.pe.gov.br/especiais/recifesempalafitas/index.php>. Acesso em: 27 abr. 2010.

ROSAS, M. R. **Educação ambiental e qualidade de vida: um estudo da realidade socioambiental na comunidade do conjunto habitacional do Cordeiro em Recife – PE**. Recife: Ed. do autor, 2010. 61 f. (Dissertação de mestrado, Mestrado Profissional em Tecnologia Ambiental).

FITOFLAGELADOS INDICADORES DE POLUIÇÃO EM UM TRECHO DO RIO PAJEÚ (NORDESTE)

Mauro Cesar Palmeira Vilar[1] e Ariadne do Nascimento Moura[2]

Resumo

A deterioração dos ambientes aquáticos vem tomando maiores proporções ao longo dos anos, sendo influenciada por fatores antrópicos e climáticos. Em regiões semiáridas, os sistemas aquáticos tendem a sofrer pressões ambientais, sobretudo climáticas, que são refletidas por suas biocenoses, em especial o fitoplâncton. O presente trabalho objetivou verificar a ocorrência de fitoflagelados indicadores de poluição orgânica, em um trecho do Rio Pajeú, Sertão pernambucano. Foram realizadas coletas na subsuperfície do corpo d'água, nos períodos de setembro/2011 a maio/2009, em intervalo bimestral. As amostras para análises quali-quantitativas foram armazenadas em frasco de polietileno e preservadas com lugol a 1%, respectivamente. Os táxons foram analisados em microscópio óptico e utilizadas chaves de identificação em bibliografia especializada. A análise quantitativa foi realizada através do método de Utermöhl. A contagem foi procedida em campos aleatórios, e os resultados expressos em densidades (ind.mL^{-1}). Foram identificados 10 táxons de fitoflagelados, com predominância de euglenofíceas. As densidades totais registradas nas amostras realizadas foram de 10^2 ind.mL$^{-1,}$ com maior representatividade da espécie *Lepocinclis ovum*. As maiores densidades observadas ocorreram durante o período chuvoso, mostrando que houve influência da sazonalidade. As espécies e densidades registradas comprovam que o ambiente estudado está sujeito à disposição de poluentes orgânicos, sendo necessário o monitoramento deste, uma vez que esses microrganismos podem formar *blooms* e comprometer a qualidade ecológica do sistema aquático.

Palavras-chave: Matéria orgânica; euglenofíceas; *bloom*

[1] Aluno do Curso de Graduação de Bacharelado em Ciências Biológicas; Departamento de Biologia; Universidade Federal Rural de Pernambuco. Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n - Dois Irmãos – CEP: 52171-900 – Recife, PE – Tel: (81) 3320.6305. E-mail: maurovilar@gmail.com

[2] Professora Associada IV do Departamento de Biologia, Área de Botânica da Universidade Federal Rural de Pernambuco. Rua Dom Manoel de Medeiros, Recife, PE, CEP 52171-030. E-mail: ariadne@db.ufrpe.br

INTRODUÇÃO

O processo de deterioração dos ecossistemas aquáticos continentais é um problema que vem tomando grandes proporções, estando associado a fatores, tanto antrópicos, quanto naturais (STRASKRABA & TUNDISI, 2000). Em regiões semiáridas estes ambientes estão sujeitos a fortes influências climáticas, principalmente no período seco, que culminam em pressões seletivas as quais refletem na estrutura e composição de comunidades biológicas, sobretudo no fitoplâncton, devido ao curto ciclo de vida e sensibilidade que estes indivíduos apresentam a discretas variações ambientais.

Os fitoflagelados constituem uma categoria genérica de espécies algais dotadas de flagelo, o qual promove uma vantagem competitiva em relação a outros grupos, no que se refere à capacidade de deslocamento na coluna d'água. Além disso, podem ser mixotróficos, considerando a autotrofia fototrófica e a fagotrofia heterotrófica, possuindo forte habilidade na assimilação de nutrientes (dissolvidos e particulados) (JONES, 2000). Tais propriedades vêm sendo consideradas, no que diz respeito ao uso desses organismos como indicadores de poluição (MITTAL & SEGAR, 1991; ELSTER & KOMÁREK, 1993; LIGEZA & WILK-WOZNIAK, 2011).

Sistemas aquáticos submetidos a poluentes orgânicos possuem características como, altos níveis de matéria orgânica residual; baixa incidência luminosa; notável troca diurna de O_2, CO_2 e pH; condições anaeróbias em profundidades rasas e deficiência ocasional na assimilação de carbono (ELSTER & KOMÁREK, 1993). Estes fatores em sinergismo induzem a uma produção algal excessiva, destacando-se as rafidofíceas e euglenofíceas. Embora grupos de organismos sejam geralmente melhor indicadores de condições ambientais, quando comparados com espécies individuais; em alguns casos, o desenvolvimento massivo de 1 ou 2 dessas pode também ser utilizado como bioindicador da qualidade ecológica (LIGEZA & WILK-WOZNIAK, 2011).

Para Wetzel (1981), a compreensão das respostas metabólicas dos ecossistemas aquáticos à eutrofização, salinização e contaminação, é necessária para a realização do manejo desse sistema. Essas são refletidas no comportamento das biocenoses existentes, onde respostas "espécie-específicas" determinarão potenciais indivíduos indicadores da qualidade do ambiente.

Neste contexto, o presente trabalho teve como objetivo conhecer a composição de fitoflagelados de um trecho impactado do Rio Pajeú (Serra Talhada, PE) e identificar os possíveis táxons indicadores de poluição orgânica.

MATERIAL E MÉTODOS

Área de estudo e periodicidade de coleta

A bacia do Rio Pajeú possui 16.685,63 km^2 (Salgueiro & Montenegro, 2008), abrangendo aproximadamente 10 cidades do Sertão de Pernambuco. O trecho onde o estudo foi realizado situa-se no município de Serra Talhada (7°59'59"S 38°18'19"W) (Fig. 1).



Figura 1. Localização do trecho do Rio Pajeú (Serra Talhada, PE) onde o estudo foi realizado. **Fonte:** Google Earth

A coleta foi realizada em um único ponto, próximo à margem, em intervalo bimestral, no período de setembro/2011 a maio/2012. A área de amostragem recebe *input* de matéria orgânica residual, proveniente de esgoto doméstico e da atividade pecuária.

Dados da precipitação pluviométrica durante o período de estudo, foram obtidos no Instituto Agronômico de Pernambuco (IPA, 2013).

Análise quali-quantitativa dos fitoflagelados

Para a análise qualitativa foram coletadas amostras de água com rede de plâncton (20 µm), fixadas com formol 4% e armazenadas em frasco de polietileno. Foram analisadas as características morfológicas e realizadas as medidas das dimensões das espécies através de microscópio óptico ZEISS, com ocular de medição acoplada em aumento de 400x e 1000x. A identificação das espécies foi feita com uso de bibliografia especializada, tal como, John *et al*. (2002), Menezes & Bicudo (2010) e Alves-Silva *et al.* (2011). Para fotodocumentação dos organismos identificados foi utilizada câmera Samsung, acoplada ao microscópio trinocular Zeiss, com uso do software Honestech TVR 2.5.

Amostras da subsuperfície foram preservadas com lugol acético 4% e foram submetidas à análise quantitativa. As contagens foram realizadas através do método de Utermöhl (1958), usando microscópio invertido Zeiss, em aumento de 400x. A quantificação dos organismos foi feita a partir das contagens em campos aleatórios, até 400 indivíduos da espécie predominante (CALIJURI, 2006). Os resultados foram expressos em densidades (ind.mL^{-1}).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Considerando a pluviosidade durante o período de amostragem, a estação chuvosa ocorreu entre janeiro/2011 e março/2012 (Fig. 2). Salgueiro & Montenegro (2008) ressaltam que o principal sistema de produção das chuvas do Sertão é a Zona de Convergência Intertropical – ZCIT, que atua durante os meses de dezembro a maio, com máximos de precipitação durante fevereiro e março.

Foram identificados 10 táxons de fitoflagelados distribuídos nas classes, Euglenophyceae (60%), Chlorophyceae (20%), Cryptophyceae (10%) e Raphydophyceae (10%).

Além da riqueza, as Euglenofíceas apresentaram maior densidade para a biocenose estudada, sobretudo na estação seca (Fig. 2), com maior contribuição de *Lepocinclis ovum* (Ehrenberg) Lemmermann (Fig. 3), a qual ocorreu ao longo do período de estudo, com densidades de 397,40x10^2 ind.mL^{-1} (outubro/2011) a 1,16x10^2 ind.mL^{-1} (maio/2012), seguida de *Euglena caudata* (Hüber) A.Karnowska-Ishikawa, E.Linton & J.Kwiatowski com densidades de 76,77x10^2 ind.mL^{-1} (dezembro/2011) a

1,16x10^2 ind.mL^{-1} (março/2012) e *Lepocinclis playfairiana* Deflandre (Fig. 3) com 19,78x10^2 ind.mL^{-1} (dezembro/2011) a 1,74x10^2 ind.mL^{-1} (março/2012). Ligeza & Wilk-Wózniak (2011) registraram a ocorrência de *blooms* de *L. ovum* e *E. pascheri* em um lago poluído na Polônia. Elevados densidades dessas espécies podem estar relacionadas à presença de poluentes orgânicos.

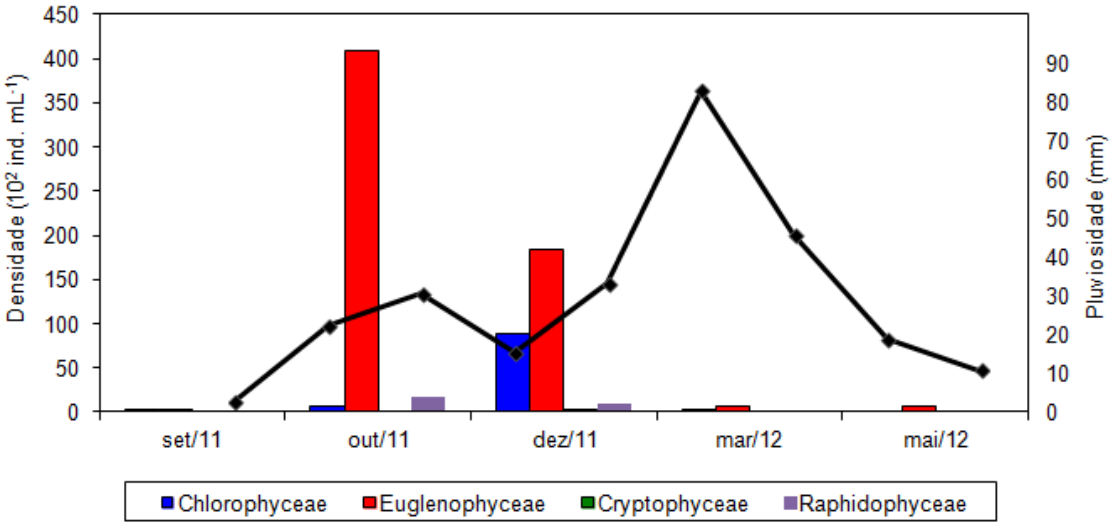


Figura 2 Densidade das classes de fitoflagelados e pluviosidade, durante o período de estudo no trecho do Rio Pajeú, Sertão de Pernambuco.

Phacus curvicauda Svirenko, *Euglena viridis* (O.F.Müller) Ehrenberg, *Lepocinclis acus* (O.F.Müller) Marin & Melkonian e a Criptofícea *Cryptomonas* sp. ocorreram em baixas densidades (abaixo de 3,49x10^2 ind.mL^{-1}), sendo registradas apenas no período de estiagem. Em contrapartida, *Euglena caudata* (Hüber) A.Karnowska-Ishikawa, E.Linton & J.Kwiatowski (Fig. 3) mostrou um padrão de densidade diferente às demais, mantendo a sua população do início ao fim do período chuvoso com 1,16x10^2 ind.mL^{-1} (março/2012) e 7,56x10^2 ind.mL^{-1} (maio/2012).

Clorofíceas flageladas ocorreram apenas na estação seca (Fig. 2), sendo representadas por *Pandorina morum* (O.F.Müller) Bory de Saint-Vincent in Lamouroux, Bory de Saint-Vincent & Deslongschamps e *Pyrobotrys casinoensis* (Playfair) P.C.Silva (Fig. 3). Mittal & Segar (1991) ressaltam que espécies de *Pandorina* são indicadoras de poluição e eutrofização de ambientes aquáticos.

Registrou-se a ocorrência da Rafidofícea invasora *Gonyostomum semen* (Ehrenberg) Diesing (Fig. 3) – 1,16x10^2 ind.mL^{-1} (março/2012) a 17,09x10^2 ind.mL^{-1} (dezembro/2011) –, sendo o primeiro registro para o estado de Pernambuco (Fig. 3). A

ocorrência desta espécie está associada a variáveis como, altas temperaturas (RENGEFORS, WEYHENMEYER & BLOCH, 2012), decréscimo no pH e disponibilidade de nutrientes (sobretudo fósforo) (CRONBERG, LINDMARK & BJOERK, 1988). Algumas espécies de Rafidofíceas podem formar *blooms*, chegando a ser ictiotóxicas, causando impactos econômicos e ecológicos (WILLÉN, 2003; BOWERS *et al.* 2006).

Sistemas aquáticos ricos em matéria orgânica residual e pouco profundos, tendem a apresentar recorrentes oscilações no pH, o que pode ser atribuído a uma elevada DBO, paralela a uma elevada taxa de CO_2, derivados do metabolismo microbiano. Estes ecossistemas tendem a formar biótopos heterotróficos, nos quais fitoflagelados heterotróficos e fototróficos desenvolvem-se sazonalmente (ELSTER & KOMÁREK, 1993).

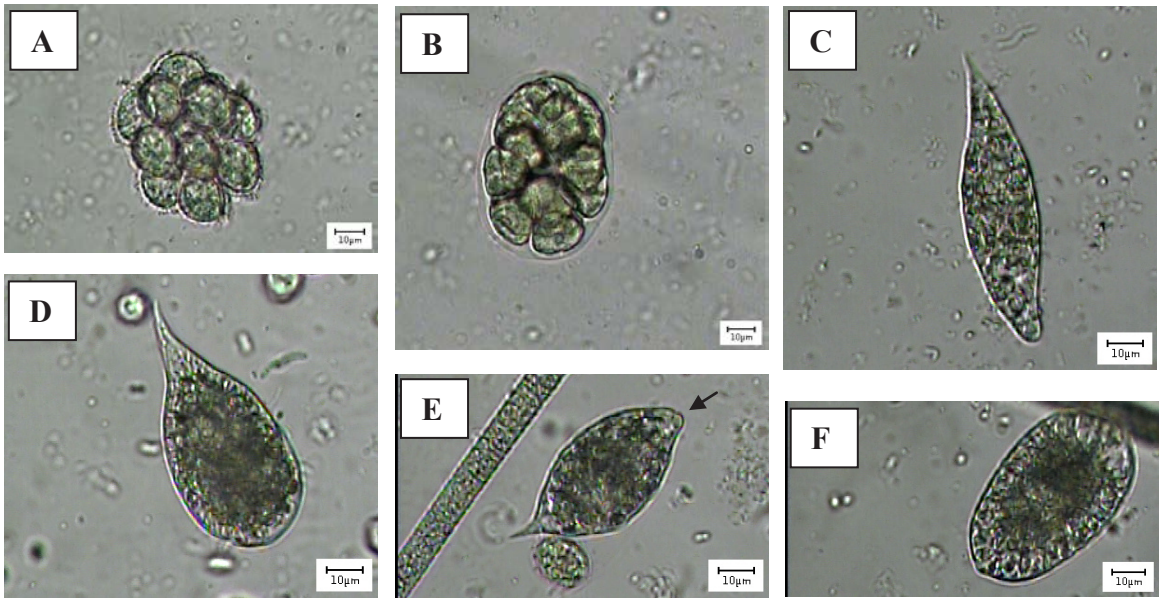


Figura 3 Espécies de fitoflagelados predominantes durante o período de estudo: (A) *Pyrobotrys casinoensis*, (B) *Pandorina morum*, (C) *Euglena caudata*, (D) *Lepocinclis ovum*, (E) *Lepocinclis playfairiana* e (E) *Gonyostomum semen*.

CONCLUSÃO

1 – Altas densidades de fitoflagelados comprovam que o trecho estudado está submetido à poluição por efluentes orgânicos;

2 – A ocorrência de espécies formadoras de *blooms*, como a rafidofícea *G. semen* e a euglenofícea *L. ovum*, mostra-se importante uma vez que estas podem trazer danos ecológicos e econômicos;

REFERÊNCIAS

ALVES-DA-SILVA, S.M.; BICUDO, C.E.M.; CONSONI, K.F.; SILVA, L.S.; BORGES, C.L.L. Genus *Lepocinclis* (Euglenophyceae) along five years in the area of influence of the Southern Petrochemical Pole, Rio Grande do Sul State, Brazil. **Hoehnea.** 38(2): 257-272. 2011

BOWERS, H.A., TOMAS, C., TENGS, T., KEMPTON, J.W., LEWITUS, A.J. & OLDACH, D.W. 2006. Raphidophyceae [Chadefaud ex Silva] systematics and rapid identification: sequence analyses and real-time PCR assays. **Journal of Phycology** 42:1333-1348.

CALIJURI, M. C.; ALVES, M. C. A.; SANTOS, A. C. A. **Cianobactérias e Cianotoxinas em Águas Continentais**. Rima, São Carlos, 118p. 2006.

CRONBERG, G., G. LINDMARK; S. BJOERK, 1988. Mass development of the flagellate Gonyostomum semen (Raphidophyta) in Swedish forest lakes – an effect of acidification? **Hydrobiologia** 161: 217–236.

ELSTER, J.; KOMÁREK, J. Seasonal mass development of phytoflagellates in wastewater from an animal farm in the Trebon District (Czech Republic). **Algological Studies**, 68: 107 – 122, 1993.

INSTITUTO AGRONÔMICO DE PERNAMBUCO [http://www.ipa.br/indice_pluv.php#calendario_indices] acesso em 20/02/2013

JONES, R. I. Mixotrophy in planktonic protists: an overview. **Freshwater Biology.** 45: 219 – 226. 2000.

JOHN, D.M., B.A. WHITTON; A.J. BROOK. The freshwater algal flora of the British Isles. **Cambridge University,** Cambridge, United Kingdom. 2002.

LIGEZA, S.; WILK-WOZNIAK, E. The occurrence of a *Euglena pascheri* and *Lepocinclis ovum* bloom in an oxbow lake in southern Poland under extreme environmental conditions. **Ecological indicators.** 11: 925 – 929. 2011.

MENEZES, M; BICUDO, C.E.M. Freshwater Raphidophyceae from the state of Rio de Janeiro, Southeast Brazil. **Biota neotropica.** 10 (3): 323 – 331. 2010.

MITTAL, M.A.; SENGAR, H.S. Studies on the distribution of algal flora in Polluted regions of Kalnara dver of Agra (Índia). **Current Trends in Linnology.** 1: 221-230. 1991

RENGEFORS, K.; WEYHENMEYER, G. A.; BLOCH, I. Temperature as a driver for the expansion of the microalga *Gonyostomum semen* in Swedish lakes. **Harmful Algae.** 18: 65 – 73. 2012.

SALGUEIRO, J.H.P.B.; MONTENEGRO, S.M.G.L. Análise da distribuição espacial da precipitação na bacia do rio Pajeú em Pernambuco segundo método geoestatístico. **Rev. Tecnol.**, 29(2): 174-185. 2008.

STRASKRABA, M.; TUNDISI, J.G. 2000. Gerenciamento da qualidade da água de represas. In: J.G. Tundisi (ed.). **Diretrizes para o gerenciamento de lagos.** São Carlos, ILEC/IEE. Vol.9. 280p.

UTERMÖHL, H. Zur Vervollkommnung der quantitativen Phytoplankton-Methodik. Mitteilungen Internationale Vereiningung fuer Theoretische und Angewandte. **Limnologie**, v. 9, p. 1–38. 1958.

WETZEL, R.G. 1981. Limnología. **Ediciones Omega, S.A.**, Barcelona, p 194-221.

WILLÉN, E. Dominance patterns of planktonic algae in Swedish forest lakes. **Hydrobiologia.** 502: 315–324, 2003.

DIAGNÓSTICO DO ACESSO À ÁGUA: ESTUDO DE CASO NA COMUNIDADE VILA MADRE IVA NO MUNICÍPIO DO CABO DE SANTO AGOSTINHO – PE

Misael José da Silva
Graduando em Geografia – FAMASUL
Professor estagiário da Secretaria de Educação do Cabo de Santo Agostinho
misaellogistica@hotmail.com
Enildo Luiz Gouveia
Mestre em Geografia– UFPB
Professor da Rede Estadual de Ensino/PE
chapeupjmp@gmail.com
Andre Paulo de Barros
Doutorando em Recursos Naturais – UFCG
Consultor da Souza Barros Consultoria em Sustentabilidade
andrebarros@souzabarrosconsultoria.com
Lucicleiton Leandro da Silva de Melo
Graduando em Engenharia Florestal – UFRPE
lucicleitonl@hotmail.com

Resumo

A questão do acesso à água tem sido uma das principais preocupações da atualidade, sobretudo nos grandes centros urbanos quando, a dificuldade no abastecimento de água seja pela pouca disponibilidade ou pela poluição dos mananciais, tem suscitado uma atenção especial no que tange as políticas públicas que garantam a sustentabilidade hídrica para os diversos usos e, em particular, para o atendimento as necessidades das populações que se encontram em áreas onde, historicamente, o poder público não tem uma atuação efetiva na solução dos problemas, uma vez que, o acesso à água é uma função social fundamental para a manutenção humana.

Palavras-chave: Acesso à água; Abastecimento de água; políticas públicas.

1. INTRODUÇÃO

O presente trabalho tem como objetivo analisar o acesso à água e suas conseqüências para o desenvolvimento socioambiental local da comunidade Vila Madre Iva, localizada as margens da PE-60 no centro de grandes pólos industriais, comerciais e imobiliários da cidade do Cabo de Santo Agostinho.

O acesso a água é um direito fundamental e indispensável para a manutenção humana, pois está relacionado à sustentabilidade familiar, à segurança econômica, à integridade ambiental e principalmente à satisfação das necessidades básicas da família. Mas, o acesso a esse recurso natural em muitas comunidades é precário colocando em risco a segurança hídrica de diversas famílias.

1.1 Caracterização da comunidade

O surgimento da comunidade Vila Madre Iva se deu através de um movimento organizado por famílias que já viviam nas áreas periféricas do Cabo em situação de pobreza. Em 1996 ocuparam o território que pertencia a uma empresa particular localizada às margens da PE-60, que estava sem função social há vários anos.

Depois de diversos acordos com a prefeitura, finalmente em 1997, as famílias foram transferidas para uma área que estava destinada a um cemitério público.

Devido à atuação filantrópica da religiosa Madre Iva do Abrigo São Francisco de Assis do Cabo junto às famílias em situação de extrema pobreza, os moradores resolveram chamar a comunidade de Vila Madre Iva.

Os dados levantados pela pesquisa apontam que a comunidade possui atualmente 122 casas. Apenas 87 delas possuem o título de posse da terra, entregues pela prefeitura em 2003. O restante das residências são resultados da constante ocupação irregular ao entorno da vila. Do total das casas, 83 são construídas de alvenaria e 39 de madeira e lona. A média de moradores por residência é de 3 pessoas.

A Madre Iva é uma das muitas comunidades formadas por famílias em situação de pobreza do território do Cabo de Santo Agostinho, visto que 31% possuem rendimento mensal abaixo de um salário mínimo, 46% recebem um salário mínimo, e 23% têm renda maior que um salário mínimo.

Os rendimentos são oriundos do trabalho formal (39%), do trabalho informal (35%), de programas sociais como Bolsa Família e Onda Limpa[1] (17%), aposentadorias (8%), e outras fontes de renda (1%). O grau de instrução é considerado baixo, pois 48% dos entrevistados possuem o ensino fundamental incompleto, 4% o ensino fundamental completo, 29% o ensino médio incompleto, 10% o ensino médio completo, 3% possuem ensino técnico concluído, 1% está cursando curso de graduação e 5% são analfabetos.

A comunidade não dispõe de equipamentos comunitários e é parcialmente assistida pelo governo. No local só existe uma creche que funciona na sede da associação dos moradores de forma precária, que abriga também as ações do Programa de Erradicação do Trabalho Infantil (PETI), o projeto MOVA-Brasil e o Bola pro Alto promovido pela prefeitura através da Secretaria de Programas Sociais.

1.2 A comunidade e o acesso à água

O acesso a água na comunidade é atualmente realizado através de dutos instalados e mantidos pela COMPESA[2] devido à mobilização dos moradores junto aos órgãos públicos municipais e estaduais. Esse sistema de abastecimento doméstico veio a ser instalado nos meses iniciais do ano de 2009.

As famílias tinham acesso à água através da coleta realizada nos bairros vizinhos e poços irregulares perfurados nos arredores do morro e posteriormente, através de uso comunitário de dois chafarizes, instalados para atender a demanda emergencial dos moradores.

Atualmente o abastecimento d'água na comunidade não é regular, pois é constante a falta d'água nas torneiras durante longos períodos, o que tem levado as famílias a utilizarem constantemente métodos rústicos de acesso à água.

Desse modo, o acesso precário à água constitui-se num problema socioambiental a ser tratado enquanto política pública, pois a deficiência no abastecimento doméstico

---

[1] **Onda Limpa** é um programa mantido pela Prefeitura do Cabo de Santo Agostinho com o objetivo de reduzir a exclusão social e econômica da população desempregada.

[2] Companhia Pernambucana de Saneamento é uma empresa estatal de economia mista, responsável pelo abastecimento de água tratada e coleta de esgoto sanitário na maioria dos municípios pernambucanos.

local diante das carências comunitárias caracteriza-se como um fator de risco e limitação do desenvolvimento socioeconômico e ambiental da comunidade, ainda pouco visível dentro do contexto espacial do território da cidade do Cabo de Santo Agostinho.

Atualmente no Brasil e no mundo o acesso a água encontra-se desigualmente distribuído em vários contextos sociais, geográficos e econômicos, o que demonstra a importância das políticas públicas para garantir a infraestrutura necessária ao fornecimento de água potável para as populações, especialmente as de baixa renda, pois garantir o acesso com qualidade aos recursos hídricos é um direito humano fundamental e essencial ao desenvolvimento socioambiental das mais diversas comunidades (REYMAO e ABE SABER, 2007).

2. MATERIAL E METODOS

Para a realização do trabalho foram feitas visitas no local identificando os pontos geográficos e o precário acesso que a comunidade tem em relação à obtenção de água para seus usos múltiplos dentro da lógica doméstica.

Também foram visitados os principais pontos onde a comunidade coleta água quando a mesma está ausente nas torneiras durante vários dias. O cenário que foi encontrado em um desses locais (Figura 01) não é favorável ao desenvolvimento humano, e nem para uma condição de vida saudável.



Figura 01: Uso coletivo e precário da água em um poço artesanal próximo à Comunidade Vila Madre Iva. Foto: Misael Silva Dez./2012.

Foi construído o histórico da comunidade até então inédito. Este levantamento histórico chamou a atenção dos moradores, especialmente os fundadores da vila que tiveram suas memórias e ações resgatadas e expostas para a comunidade.

Após a identificação geográfica e levantamento histórico da área estudada foram aplicados questionários por intermédio de visitas em todas as residências. Vale à pena salientar que em 75% delas foram encontradas pessoas que estavam dispostas a responder aos questionários. Umas poucas recusaram a responder alegando indisponibilidade ou falta de interesse em participar, e algumas outras não foram encontradas nas residências. A maioria dos entrevistados foi do sexo feminino (69%); o restante foi do sexo masculino com 31% de representação.

Após a coleta das informações foram feitas as análises e interpretações dos dados. No Excel 2007, foi criado um banco de dados que recebeu as informações do questionário aplicado. Com o banco de dados elaborado foram criados gráficos que sistematizaram as informações finais das entrevistas.

Após finalização de todo o processo citado acima, foram feitas as análises dos resultados juntamente com a coleta de material bibliográfico, possibilitando uma interpretação do problema estudado à luz da teoria levantando novos problemas que poderão ser abordados em trabalhos futuros.

3. RESULTADOS E DISCUSSÕES

O ser humano é caracterizado como grande consumidor de água sendo utilizados em média no Brasil 132 litros de água/dia/pessoa. Em Pernambuco o consumo é de 85 litros por dia/habitante (PNUD Brasil, 2004).

A população da comunidade Vila Madre Iva, basicamente utiliza a água apenas para usos comuns e domésticos dentro de suas residências. Foi identificado que 85% das residências utilizam água das torneiras para consumo humano, 12% usam água mineral e 3% utilizam outras fontes para essa finalidade.

A maioria das casas (95%) possui água encanada, sendo que 70% dessas residências possuem a água de forma legalizada distribuída pela COMPESA com controle de hidrômetros, enquanto o restante (30%) capta a água clandestinamente.

Das casas que estão ligadas ao sistema da COMPESA (legal ou clandestinamente) 94% afirmam que a água não chega de forma regular ou periódica, e geralmente

quando chega, o abastecimento ocorre nos períodos noturnos, à noite (25%), e de madrugada (75%), dificultando o trabalho dos moradores em armazená-la, o que vem interferindo no descanso da família. O tempo de permanência da água nas torneiras é de aproximadamente um a dois dias, isso em 96% das residências.

3.1 Formas alternativas de coleta de água

Quando a água está ausente nas torneiras por longos dias, 48% dos entrevistados afirmaram precisar se deslocar para os bairros vizinhos, poços e cacimbas localizados ao redor da comunidade são outras formas alternativas de coleta para 49% dos entrevistados. Apenas 3% não fazem nenhum tipo de coleta nos períodos de desabastecimento.

Geralmente todos os componentes da família participam dessa atividade, mas quem as faz com mais frequência (Figura 02) são os esposos e filhos mais velhos, visto que, estão ociosos em casa por não possuírem ocupações regulares em trabalhos formais.

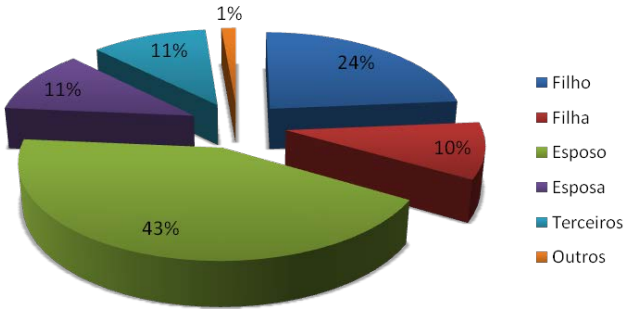


Figura 02: Relação entre os gêneros que fazem o trabalho de coleta da água.

Para coleta os moradores utilizam baldes, botijões, garrafas de pet, e outros recipientes. Na maioria dos casos é utilizado carro de mão (42%). O transporte manual (Figura 03) é o segundo tipo mais utilizado (37%), mas também são usados carros particulares (8%), motos (10%) e outras formas de coleta como tração animal ou bicicletas (3%).

Essas duas primeiras são as mais desgastantes e preocupantes modalidades de transporte da água, pois além de provocarem um esforço repetitivo, podem produzir danos a saúde física e mental, visto que a comunidade está localizada no topo de um morro, sendo bastante íngreme e com acesso distante dos pontos de coletas.



Figura 03: Meios manuais de transportar água comumente utilizada pela comunidade.
Foto: Misael Silva Dez./2012

3.2 Meios utilizados para armazenamento de água

A maioria das residências (69%) utiliza baldes, tonéis e galões reutilizados, botijões de água mineral e garrafas de pet como meio de armazenamento de água. Apenas 31% armazenam em caixas d'água.

Como se percebe, a maioria dos moradores utiliza recipientes não adequados para o armazenamento de água, pois podem apresentar contaminações residuais de materiais nocivos à saúde e ao meio ambiente quando relacionados ao uso de tonéis e galões de produtos químicos outrora utilizados.

As famílias em sua maioria (96%) realizam limpezas periodicamente nesses reservatórios com água e sabão; apenas 4% não realizam limpezas devido ao uso constante com água nesses recipientes.

3.3 Casos de doenças nas famílias nos últimos dozes meses

Visando identificar relações de casualidade entre a precariedade de acesso à água de qualidade e os impactos negativos sobre a saúde foi inquirido aos entrevistados sobre a ocorrência de certas doenças relacionadas.

Nos últimos 12 meses 11% das famílias identificaram a ocorrência de dermatites. Casos de dengue somaram 36% e podem estar relacionados ao mau armazenamento de água nas residências que passam a servir de criadouros para os mosquitos transmissores da doença. Infecção respiratória, febre e leptospirose somam 11% das queixas.

Os casos de morbidades mais freqüentes foram às diarréias que somaram 42%, visto que, 76% dos moradores não possuem o hábito de purificar a água antes de consumi-las, bebendo-as diretamente das torneiras e poços.

As formas que eles em parcela menor fazem para tratar a água para consumo são filtrar a água 13%, ferver a água 8%, e 3% utilizam outros métodos de purificação, como uso de enxofre e cloro.

CONCLUSÃO

De acordo com os resultados e dados apresentados, pode-se concluir que um dos principais entraves para o desenvolvimento social da comunidade é o precário acesso à água aos quais os moradores são expostos.

O acesso limitado à água e muitas vezes sem nenhuma garantia quanto a sua qualidade, exerce grandes impactos na rotina diária dos moradores da vila, produzindo um ciclo vicioso de outros vários problemas mantendo a pobreza como característica da comunidade.

Resultados como esses indicam que há sérios problemas de gestão dos recursos hídricos locais, pois o município do Cabo de Santo Agostinho é rico em todo o seu contexto hídrico, sendo exportador de água para cidades vizinhas como Jaboatão dos Guararapes e a metrópole Recife.

A comunidade também é exposta a outros problemas socioambientais que são visíveis em todo o seu contexto socioespacial aumentando a sua vulnerabilidade social. São exemplos desta questão o uso de entorpecentes e bebidas alcoólicas, falta de saneamento básico, poluição sonora e visual, favelização, desigualdade econômica em relação ao município, além da falta de equipamentos sociais, que venham contribuir para a melhor qualidade de vida dos moradores.

Portanto, esses dados revelam que a comunidade deve ser assistida pelo governo de forma regular, visando melhorar a qualidade de vida dessas pessoas dentro do contexto sustentável e não assistencialista.

Logo, o presente trabalho pode ser utilizado como instrumento de informação tanto para a comunidade, como para a gestão pública do município.

Poderá ser utilizada para novas fundamentações teóricas e instrumento participativo para a gestão socioambiental local.

A gestão pública poderá utilizar-se deste estudo preliminar para adequar o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico-social do município e o da comunidade, com

propostas de planos de ações e programas sustentáveis locais em relação ao meio ambiente natural e artificial, a sociedade e a sustentabilidade da comunidade estudada principalmente no que tange a questão do acesso à água.

REFERÊNCIAS

BRASIL. Programa de Erradicação do Trabalho Infantil (PETI), <http://www.mds.gov.br/assistenciasocial/peti>, acesso em: 02/01/2013.

_____. Lei n.º 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a política nacional de recursos hídricos. Brasília, DF, 8 de jan. 1997.

_____. Projeto MOVA-Brasil. Disponível em < http://www.movabrasil.org.br/o-projeto/>, acesso em: 02/01/2013.

GOUVEIA, Enildo Luiz. **Aspectos Ambientais e Gestão de Recursos Hídricos no litoral sul da Região Metropolitana de Recife: o caso da Microrregião de Suape** (Dissertação de Mestrado em Geografia) João Pessoa: [s.n.], 2010.

NUNES, Silene Maria. **Aspectos éticos quanto ao acesso desigual à água potável**. Centro Universitário São Camilo, 2009.

MESSIAS, Arminda Saconi; COSTA, Marcos Nunes (orgs.). Água: tratamentos e políticas públicas. Recife: UNICAP, 2007.

PALUDO, José Roberto. Borba, Julian. **Água: estudo de caso comparado de modelos de gestão do abastecimento**. Salvador, 2011.

PNUD - Brasil. **RJ é o Estado que mais consome água**. Programa das Nações Unidas para o Desenvolvimento, Brasil. Março de 2004. Disponível em: < http://www.pnud.org.br/Noticia.aspx?id=70>, acesso em: 03/01/2013.

_____. Relatório do Desenvolvimento Humano. **A água para lá da escassez**: poder, pobreza e a crise mundial da água. PNUD, 2006.

PREFEITURA DO CABO DE SANTO AGOSTINHO. **Bola pro Alto resgata cidadania de crianças através do esporte.** <http://www.cabo.pe.gov.br/noticias.asp?codigo=6596>, acesso em: 02/01/2013.

_____. **Famílias recebem posse da terra**, Em dia Urgente – Cabo de Santo Agostinho, Sexta-feira, 05 de setembro de 2003.

_____. **Prefeitura do Cabo convoca beneficiários do Onda Limpa** <http://www.cabo.pe.gov.br/noticias.asp?codigo=1870>, acesso em: 02/01/2013.

REYMÃO, Ana Elizabeth; ABE SABER, Bruno. **Acesso à água tratada e insuficiência de renda: duas dimensões do problema da pobreza no nordeste brasileiro sob a ótica dos objetivos de desenvolvimento do milênio**. Fortaleza, 2007.

TUCCI, Carlos E. M; HESPANHOL, Ivanildo. CORDEIRO NETTO, Oscar de M. **Cenários da gestão da água no Brasil: uma contribuição para a "Visão Mundial da Água"**. Salvador, 2003.

MONITORAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA DA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO CAPIBARIBE

[1]Monique Carla Souza de Lima; [2]Natália Cordeiro Gomes; [3]Arminda Saconi Messias
[4]Sérgio Carvalho de Paiva

[1]Estudante do Curso de Engenharia Química do Centro de Ciências e Tecnologia; UNICAP. E-mail: monique.souza.eng@gmail.com

[2]Estudante do Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia; UNICAP. E-mail: nataliacgomes@hotmail.com.br;

[3]Professora do Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia; UNICAP. E-mail: saconi@unicap.br

[4]Professor do Curso de Engenharia Ambiental do Centro de Ciências e Tecnologia; UNICAP. E-mail: spaiva@unicap.br

Resumo

O Rio Capibaribe é considerando um ambiente muito dinâmico do ponto de vista hidrográfico, principalmente em decorrência da ação das marés e dos constantes lançamentos de efluentes industriais domésticos e lixos (plásticos, papeis, latinhas, etc.) na região. Esse trabalho teve por finalidade fazer o monitoramento da qualidade da água no trecho do rio na região metropolitana do Recife, através de análise físico-química em seis estações, ao longo do trecho do Rio Capibaribe. Através das determinações foi concluído um alto nível de poluição em todas estações de coleta.

Palavras-chave: poluição, físico-química

Introdução

Os rios são fontes de um dos recursos naturais indispensáveis aos seres vivos: a água. Com o Rio Capibaribe não é diferente, é um dos principais patrimônios hídricos do Estado de Pernambuco, é o principal curso d'água da bacia hidrográfica que possui 7.400 km² de extensão, sendo o sistema hidrográfico mais expressivo no município do Recife. Essa unidade hidrográfica possui 59,1 km² de sua área inseridos na cidade. Esse rio tem suas nascentes nas lagoas do Araçá, nas Estacas e no Angu na serra do Jacarará. Ao descer a serra, perfaz um trajeto de 253 km do Agreste à foz, no litoral, ele encontra montanhas, vales, canaviais e pastagens ao percorrer 44 municípios (MELO, 2005).

O estuário do Rio Capibaribe está situado em plena zona urbana da cidade, sendo considerado um ambiente bastante dinâmico do ponto de vista hidrográfico, principalmente em decorrência da ação das marés e dos constantes lançamentos de efluentes industriais e domésticos na região. As águas, que passam abaixo das lindas

pontes no centro do Recife, que sugeriram o título Veneza Brasileira à cidade assemelham-se atualmente a canais de esgoto (Santos et al., 2012).

Os esgotos que tem restos de alimentos, fezes humanas, produtos de limpeza, são diretamente lançados ao rio, "in natura" (INFOESCOLA, 2013). Latinhas de alumínio, embalagens, sacolas, garrafas e copos plásticos, são jogadas diretamente ao rio diariamente pela população e centenas de outras substâncias provocando na sua diversidade um aumento com as múltiplas combinações químicas. Entre os produtos orgânicos mais conhecidos encontram-se os ácidos gordos, ésteres, aminoácidos, detergentes aniônicos e aminas. Entre os compostos inorgânicos encontram-se numerosos sais dissolvidos no estado iônico: sódio, cálcio, potássio, nitratos, cloretos, bicarbonatos, fosfatos e sulfatos (INFOPÉDIA,2013).

Algumas determinações foram feitas para identificar a qualidade da água do Rio Capibaribe, priorizando a saúde da população ribeirinha. Uma forte aliada na despoluição dos rios, seria a conscientização da população, assim esses recursos hídrico seriam mais bem utilizados, trazendo assim grandes benefícios econômicos e sociais.

Material e métodos

As estações de monitoramento no corpo d'água foram à montante e à jusante com despejos de águas residuárias e resíduos sólidos e amostras de água de abastecimento utilizado pela Comunidade, totalizando seis estações de coleta (EC1, EC2, EC3, EC4, EC5 e EC6).

As amostras de água foram submetidas a testes organolépticos (cor, cheiro, presença de material flutuante e de óleos e graxas), além das determinações: temperatura, pH, turbidez, cor, condutividade elétrica, sólidos totais, sólidos solúveis, minerais, entre outros, sendo realizadas de acordo com o Standard Methods of Water and Wasterwater (APHA, 1992).

Resultados e discussão

A Tabela 1 mostra os resultados que foram obtidos através das médias das coletas realizadas nas seguintes datas: 11/12/2012 e 19/02/2013 no trecho do Rio Capibaribe na região metropolitana do Recife. A Figura 1 é a representação gráfica dos resultados e a Tabela 2 mostra os aspectos da água no momento da coleta.

Tabela 1. Média dos resultados das análises físico-química

Parâmetro	EC1	EC2	EC3	EC4	EC5	EC6
Cl^- (mg/L)	**4565**	**94**	**895**	**2446**	**2678**	**4646**
DT(mg/L)	**1665**	**163**	**590**	**1201**	**993**	**1572**
Ca^{++}(mg/L)	**101**	**36**	**33**	**67**	**61**	**90**
Mg^{++} (mg/L)	**344**	**18**	**124**	**251**	**204**	**327**
Na^+ (mg/L)	**2019**	**76**	**1324**	**1092**	**1436**	**1787**
K^+ (mg/L)	**97**	**89**	**54**	**33**	**54**	**75**
$SO4^{--}$(mg/L)	**1536**	**62**	**212**	**713**	**869**	**1609**
N_T (mg/L)	**0**	**8,1**	**0**	**9,1**	**9,1**	**5,3**
Acidez	**40**	**88**	**112**	**28**	**36**	**22**
Fe_T (mg/L)	**0,6**	**0,5**	**0,6**	**0,5**	**0,6**	**0,5**
ST (mg/L)	**7090**	**530**	**3692**	**2944**	**4274**	**553,2**
SD (mg/L)	**6976**	**522**	**3548**	**2806**	**3972**	**522,8**
SS (mg/L)	**114**	**8**	**144**	**138**	**302**	**30,4**
SF (mg/L)	**5578**	**276**	**2662**	**2124**	**3242**	**477,4**
SV (mg/L)	**1512**	**254**	**1030**	**1020**	**1032**	**75,8**
CONE HIMHOFF	**0,3**	**0,2**	**0,5**	**0,1**	**0,3**	**1,55**
pH	**7,5**	**7,4**	**7,5**	**7,8**	**7,8**	**7,895**
CE(µS/cm)	**13850**	**1323,5**	**3780**	**6800**	**7950**	**11450**
Temperatura (°C)	**27**	**27,5**	**28,5**	**27,8**	**28**	**28**
Cor Real mgPtCo/L	**40**	**50**	**100**	**40**	**45**	**45**
Turbidez (UNT)	**32,2**	**26**	**58,8**	**21,9**	**19,9**	**19,24**

Tabela 2. Aspecto da água das estações no momento da coleta

Local	EC1	EC2	EC3	EC4	EC5	EC6
Aspecto da água	Turvo	Escura	Escura	Turvo	Cristalina	Turvo
Materiais Flutuantes	Presente	Intensa	Espersa	Ausente	Ausente	Ausente
Óleo e graxas	Presente	Intensa	Presente	Ausente	Ausente	Ausente
Condições do tempo	Ensolarado	Ensolarado	Ensolarado	Ensolarado	Ensolarado	Ensolarado
Poluição por esgoto	Presente	Intensa	Intensa	Ausente	Ausente	Ausente
Vegetação	Intensa	Presente	Ausente	Intensa	Presente	Presente

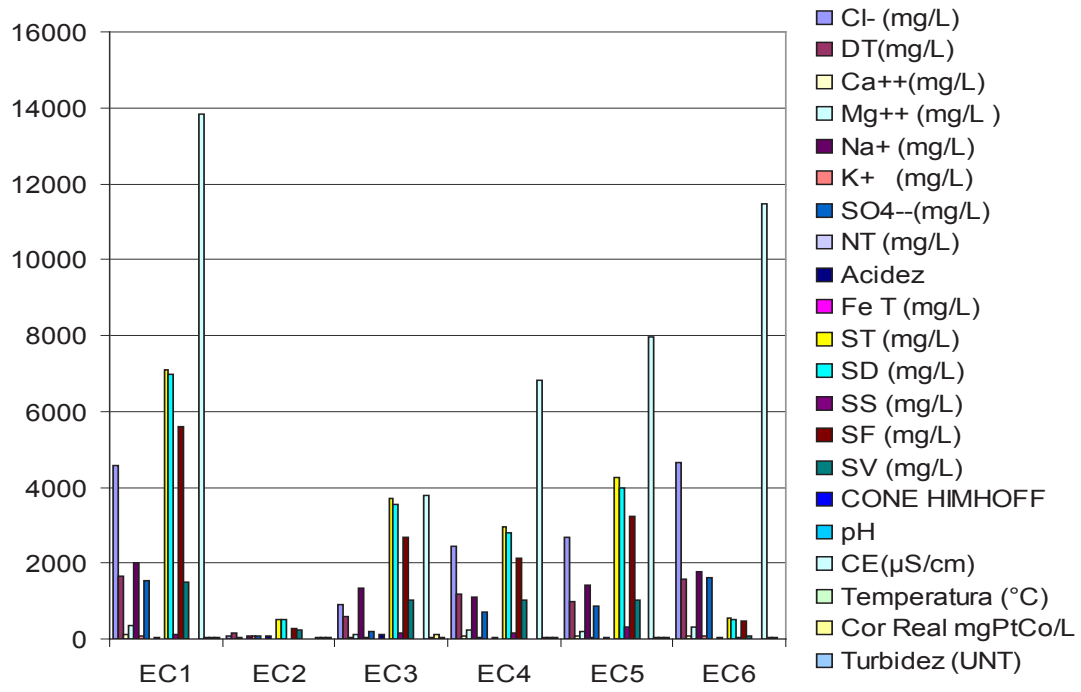


Figura 1. Resultados da análise físico-química

Na Figura 1, o pH de todas as estações de coleta está de acordo com a Resolução CONAMA 357. O padrão de acordo com esse órgão vária de 6 a 9. A temperetura média entre as coletas foi de 27,8 ºC.

A condutividade elétrica mostrada na Figura 1, foi maior na Estação de Coleta 1 (EC1) e menor na Estação de Coleta 2 (EC2) com valor de aproximadamete 1.300 µS/cm. De acordo com Brigante e Espindola (2003), o valor limite para águas naturais é de 100µS/cm e todas as amostras estão muito acima deste valor. Geralmente, quando a condutividade é alta isso significa que o rio está poluído (FARIAS, 2006). A Tabela 2 mostra que a EC2 apresentou uma intensa poluição por esgoto. É observado também que em todas as estações de coleta, a cor real se encontra com os padrões da Resolução CONAMA, 2005, pois o padrão tem um limite máximo de 75mgPt/L, enquanto que a estação de coleta com maior valor de cor foi EC3, com 60mgPt/L. A turbidez também está de acordo com o padrão que é de até 100 UNT. A maior turbidez encontrada nas amostras foi de aproximadamente 60 UNT da EC3. Com relação ao CONE DE HIMHOFF, a EC6, apresentou um resultado de 1,5 mL/L de resíduo sedimentável. A partir de 1mL/L indica uma quantidade elevada de resíduo industrial e doméstico, podendo causar assoreamento do rio; as demais amostras, com relação a esse parâmetro, está de acordo com a normalidade.

Na Figura 1, a quantidade de cloreto teve a maior concentração na EC1 e EC6. Segundo Farias (2006) os cloretos podem ser resultados do contato da água com depósitos minerais, contato com a água do mar, a poluição por esgotos (domésticos e industriais) e ocorre em todas as águas naturais. A possível causa, do resultado elevado na EC1, pode ter sido pela proximidade com o mar e/ou pela poluição por esgoto, enquanto que na EC6 pode ser devido à proximidade com o mar, já que esta estação de coleta não tinha poluição por esgoto, como pôde ser observado na Tabela 2 . Já EC2 teve uma concentração muito baixa de cloretos, e neste ponto foi observada uma intensa poluição por esgoto, materiais flutuantes e quantidade de óleos e graxas. Esse foi o ponto mais poluído. Além de não ter influência do mar.

Foi observado na Figura 1, que a estação de coleta (EC1) e estação de coleta 6 (EC6), foram as que apresentaram maior dureza. Segundo Libânio (2005) quando a dureza é maior que 150mg/L $CaCO_3$ a água é considerada dura como pode ser visto na Figura 2; essas águas são consideradas duras, e dependo da finalidade de uso devem passar por um tratamento de abrandamento. Na estação de coleta 2 (EC2) a dureza total teve o menor valor em relação as outras estações. Porém, não foi abaixo de 60mg/L de $CaCO_3$, que segundo Libânio (2005) a água é considerada mole e de grande aproveitamento para utilização direta. A dureza total representa a quantidade de cálcio e magnésio presente na água, e os resultados desses íons nas estações retifica a DT discutida neste tópico.

Assim como o cloreto, a concentração de sódio na EC1 e EC6 foram as maiores provavelmente devido a proximidade com mar. Segundo Cesteb (2013) todas as águas naturais contém algum sódio, encontrando-o na forma iônica. O aumento da quantidade desses íons nas águas superficiais pode provir de esgotos, efluentes industriais e nas áreas litorâneas, a intrusão de águas marinhas pode também resultar em níveis mais elevados. A EC2 teve uma baixa quantidade de sódio, possivelmente a explicação seria a distância desse ponto de coleta com o mar.

Em todas as estações de coleta a quantidade de potássio foi baixa como pode ser visto na Figura 1. De acordo com Cetesb (2013) em águas naturais a quantidade de potássio é encontrada em baixas concentrações.

Na Figura 1 é observado uma elevada quantidade de sulfato em EC1, EC4, EC5 E EC6. Segundo Gonçalves (2009), em águas naturais o teor de sulfato pode variar numa faixa relativamente grande de concentração, aumentando pela presença de solo ricos em pirita

(FeS) que sofre oxidação de sulfato, em presença da umidade do ar. E em condições anaeróbias, os sulfatos são reduzidos a sulfetos; e, em estações de tratamento de efluentes (ETE), os mesmos acarretam problemas de odor. EC2 e EC3 apresentaram baixo teor de sulfato. A acidez e o ferro total em todas as estações de coleta apresentaram um teor baixo, sendo considerada dentro da normalidade.

Na Tabela 1 é possível observar uma alta concentração de nitrogênio total em EC2, EC4, EC5, EC6 e nas amostras EC1 e EC3 não apresentou nitrogênio - 0mg/L. Neste trabalho foram feitas determinações quantitativas de nitrato, nitrito e amônio. E todas as coletas tiveram presença intensa de amônia. Segundo Farias (2006) a amônia é muito tóxica para a vida aquática; porém, muitas espécies suportam concentrações acima de 5mg/L. A amônia provoca consumo de oxigênio dissolvido das águas naturais ao ser oxidada biologicamente, a chamada DBO de segundo estádio. Houve também a presença de nitrito em EC1, EC2, EC4, EC5 e EC6. De acordo com Farias (2006), o nitrito é encontrado em pequenas quantidades em águas superficiais, devido a sua instabilidade na presença de oxigênio. A presença do íon nitrito indica processo biológico ativo influenciado por poluição orgânica. O nitrato esteve presente nas EC1, EC4, EC5 e EC6 e segundo Sawyer et al. (1994) este íon está associado a metahemoglobinemia, uma doença que atinge principalmente crianças e se caracteriza pela falta de ar devido à substituição do oxigênio transportado pela hemoglobina, pelo nitrito originário do nitrato presente em águas de abastecimento.

A Tabela 1, mostra uma elevada quantidade de sólidos fixos e voláteis em EC1, que são representados pelas substâncias minerais, e orgânicas, respectivamente. E como foi visto anteriormente esse ponto apresentou uma elevada quantidade de íons retificando assim os resultados anteriores. A EC2 apresentou uma baixa quantidade de sólidos fixos e voláteis. A Figura 2 locais de coleta ao longo do Rio Capibaribe.

Conclusões

1. O potencial hidrogeniônico (pH), acidez e o ferro total em todas as estações de coleta estão de acordo com a normalidade;
2. A condutividade elétrica se mostrou elevada na EC1, EC3, EC4, EC5, EC6, chegando a resultados parecidos com a água do mar;
3. As estações de coleta EC2 e EC3 apresentaram os pontos de maior poluição;
4. As EC1, EC3, EC4, EC5, EC6, apresentaram uma alta salinidade;

5. Todos os pontos de coleta apresentaram alto nível de poluição.

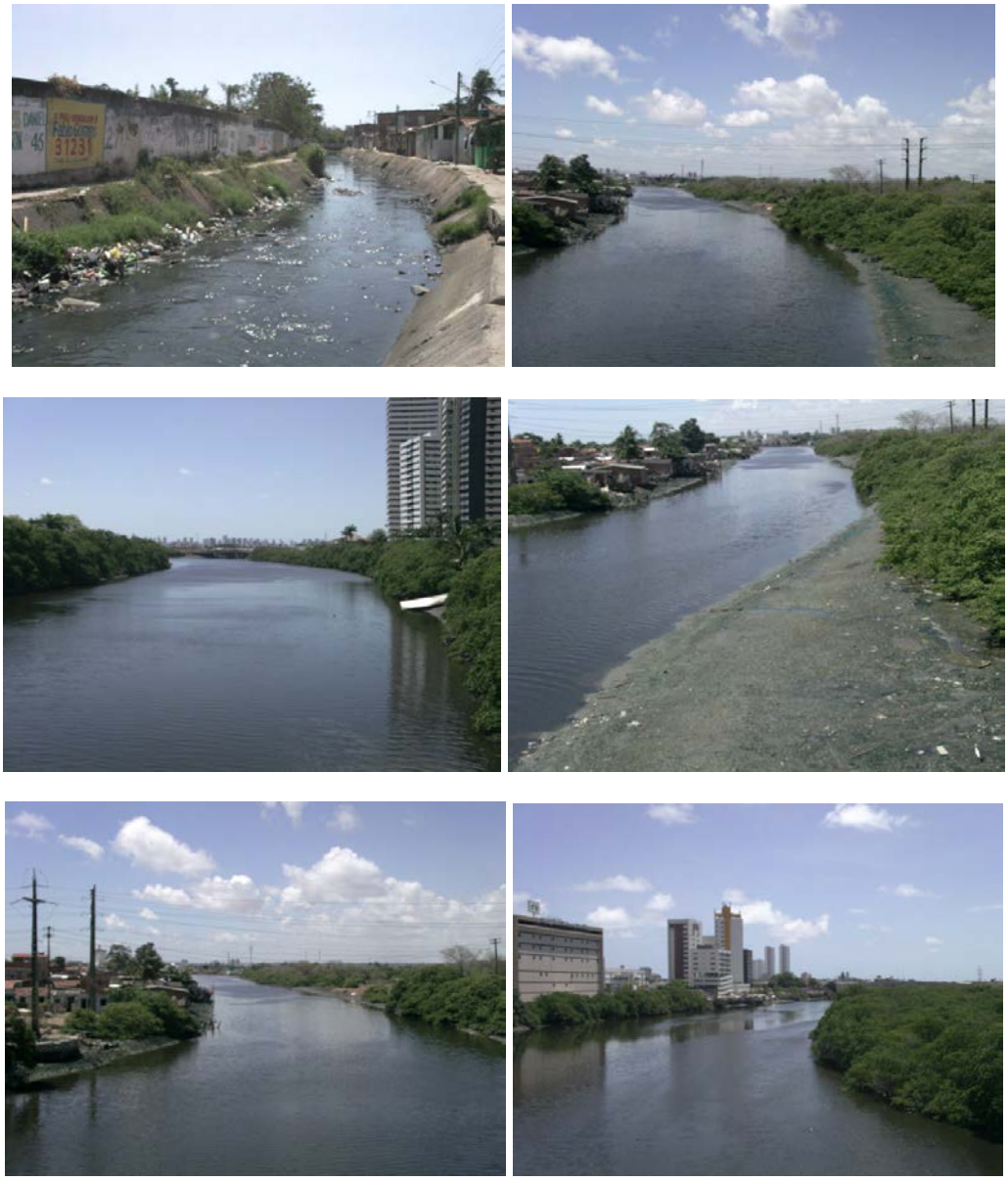


Figura 2 locais de coleta ao longo do Rio Capibaribe

Referências

APHA – American Public Health Assocition. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, 18. ed. A. E. Greenberg, L. S. Clesceri e A. D. Eaton, Washington: Victor Graphics,1992.

BRASIL. **Resolução CONAMA n° 357** de 17 de março de 2005. Disponível em : <http://www.cesteb.sp.gov.br/águas/Praias/res_conama_357_05.pdf.> Acesso em: 12 mar. 2013.

BRIGANTE, J.; ESPINDOLA, E. L.G. **Limnologia Fluvial**: um estudo no rio Mogi-Guaçu. RIMA, 2003. 278p.

CETESB. **Águas Superficiais**. Disponível em : <http://www.cetesb.sp.gov.br /agua/%C3%81guas-Superficiais/34-Vari%C3%A1veis-zzzde-Qualidade-das-%C3%81guas#solidos > Acesso em 10 mar. 2013.

FARIAS, F.S.S.**Monitoramento da Qualidade da Água da Bacia Hidrográfica do Rio Rabelo.** 2006. Tese (Doutorado em Engenharia Agrícola) - Centro de Tecnologia e Recursos Naturais, Universidade Federal de Campina Grande, Paraíba. 2006.

GONÇALVES, E. M. **Avaliação da Qualidade da Água do Rio Uberabinha – Uberlândia – MG.** Dissertação de Mestrado, Programa de Pós-graduação em Tecnologia dos Processos Químicos e Bioquímicos, Escola de Química, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Agosto de 2009.

INFOESCOLA. **Poluição dos Rios**. Disponível em:<http://www.infoescola.com/meio-ambiente/poluicao-dos-rios/)> Acesso em: 08 mar. 2013.

LIBÂNIO, M. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. Campinas: Átomo, 2005.

MELO, V. M. **Dinâmica das paisagens de rios urbanos**. Encontro Nacional da Associação Nacional de Pós-Graduação e Pesquisa em Planejamento Urbano e Regional – ANPUR, 11. Bahia, 2005.

SANTOS, N. E. S.; ARAÚJO, G. V. R.; COSTA, A. R. S.; EL-DEI, S. G. Poluição do Rio Capibaribe: ponto de vista de problemas enfrentados pelos comerciantes à margem do rio no centro do Recife. In: Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental, 3., 2012. Goiás. **Anais…,** 2012. 02p.

SAWYER, C.N.; McCARTY, P.L.; PARKIN, G. F.. **Chemidtry for envitonmentalengineering.** 4. ed. New York.McGraw-Hill Book Company. 1994. 658p.

A EDUCAÇÃO SOCIOAMBIENTAL PARA A CONSERVAÇÃO SUSTENTÁVEL DOS RECURSOS HÍDRICOS

Renata Alves de Brito[1]

Licencianda em Pedagogia e integrante do Grupo de Estudo em Educação Ambiental e Docência (GEEAD), Universidade Federal Rural de Pernambuco.
Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n. Dois Irmãos, Recife/PE.

Murilo Leonardo da Cunha[2]

Pedagogo e integrante do Grupo de Estudo em Educação Ambiental e Docência(GEEAD).
Professor da Rede Pública Municipal de Jaboatão dos Guararapes/PE.

Gilvaneide Ferreira de Oliveira[3]

Doutora em Ciências da Educação pela Universidade da Madeira/Portugal, Professora adjunta I do Departamento de Educação e pesquisadora líder do GEEAD, Universidade Federal Rural de Pernambuco.
Rua Dom Manoel de Medeiros, s/n. Dois Irmãos, Recife/PE.

Resumo

O homem vem alterando o meio ambiente através de várias ações, como a exploração dos mananciais construindo reservatórios, hidrelétricas e indústrias, contaminando águas e colocando em risco reservas hídricas. Diante dessa problemática, é de extrema importância que a abordagem do uso múltiplo da água e suas implicações, possa ser subsidiada pela Educação Ambiental enquanto instrumento transformador de atitudes e da realidade, ocasionando a manutenção dos recursos naturais. Nessa perspectiva, este trabalho investigou a existência de políticas públicas voltada para a conservação dos recursos hídricos, sobre o prisma da Educação Socioambiental. A realização desse estudo foi baseada em pesquisa bibliográfica sobre a implantação de políticas públicas votadas para a conservação dos recursos hídricos, cuja estratégia efetivou-se através da coleta e da análise de informações, oriundos de trabalhos científicos e técnicos publicados nesses últimos três anos. Enquanto resultado, observamos a existência de políticas públicas ambientais, voltadas para a conservação dos recursos hídricos, como projetos e programas ligados à Agenda 21 que são idealizados e praticados no sentido de efetivação das políticas. Entretanto, o fator

essencial para a resolução desse dilema seria uma proposta educativa, pois se torna insuficiente a proposição de projetos sem que o mesmo esteja atrelado a questões socioambiental.

Palavras-chave: Sustentabilidade, Políticas Públicas, Sensibilidade.

INTRODUÇÃO

O Brasil possui uma das maiores reservas hídrico do planeta como rios, lagos e aquíferos. Por outro lado, por suas dimensões continentais e diversidade geográfica, apresenta situações bastante distintas quanto à distribuição hídrica intra e interregionais, sendo afetado tanto pela escassez hídrica nas várias estações do ano, quanto pela degradação dos recursos causada pela poluição de origem doméstica e industrial.

Basicamente, podem-se definir três situações: a região sul/sudeste com relativa abundância de recursos hídricos comprometidos pela poluição de origem doméstica (generalizada) e industrial (bacias mais industrializadas), apresentando áreas de escassez como a região metropolitana de São Paulo; a região semiárida do nordeste com graves problemas de escassez gerados pelo clima semiárido e pela má distribuição das chuvas e agravados por poluição doméstica, e apresentando ainda poluição industrial em níveis relativamente baixos; "a região Centro-Oeste e Norte com grande disponibilidade hídrica, baixa poluição tanto doméstica como industrial devido a uma ocupação urbana ainda rarefeita, mas inserida em dois ecossistemas: Pantanal e Amazônia, que demandam estratégias especiais de proteção" (RAMOS, 2007, p.7).

Diante desse contexto heterogêneo, "o homem tem feito mudanças no ciclo hidrológico para fazer frente a essa demanda, construindo reservatórios, com vasta exploração dos mananciais e aqüíferos, contaminando as águas – ameaça ambiental permanente aos ecossistemas aquáticos" (TUNDISI, 2003, p. 198), colocando em risco reservas de água em todos os continentes e bacias hidrográficas de muitas regiões do planeta o que, por sua vez, nos instiga a refletir, sob uma perspectiva crítica e atitudinal, a forma como tem se dado o manejo dos recursos hídricos pela sociedade, uma vez que a água não é um bem natural infinito.

Nesse sentido, quando problematizamos a exploração e a utilização dos recursos hídricos dentro de uma ótica regida pelos princípios da sustentabilidade, devemos analisar os problemas numa dimensão holística e sistémica, considerando não só os aspectos naturais, como também os sociais. Dessa forma, temos na "Educação Socioambiental uma proposição teórica e prática que permite uma abordagem ampla o bastante para incorporar a complexidade de conteúdos ecológicos, morais, socioculturais políticos e psicológicos" (HIGUCHI, 2004 p. 64) uma vez que os problemas ambientais estão interligados com esses aspectos. Nesta perspectiva, mostra-se relevante essa temática para a sociedade, por ser de conhecimento de todos que a água é finita e necessita de proteção, mas que, sobretudo é preciso ser contextualizada, problematizada e como uma tomada de decisões coletivas.

Assim, é de suma importância que a abordagem do uso múltiplo da água, bem como os problemas que envolvem as bacias hidrográficas, possa ser subsidiada por uma proposta de educação, voltada para a sensibilização da sociedade, referente às suas ações sobre os reursos naturais, em especial os hídricos, pois de acordo com Dias (2004), a Educação Ambiental pretende desenvolver o conhecimento, a compreensão, as habilidades e a motivação do homem para adquirir valores, mentalidades e atitudes que são necessários para lidar com questões e problemas ambientais e encontrar soluções sustentáveis.

A Educação Socioambiental trata-se de uma proposta de educação, que visa não só sensibilizar a utilização racional dos recursos naturais, como também a "participação dos cidadãos nas discussões e decisões sobre a questão ambiental." (REIGOTA, 1994, p. 10). Por meio da Educação Socioambiental (CARVALHO, 2006; LOUREIRO,2004) é que pode promover à sensibilização da população sobre a necessidade da conservação dos recursos naturais, dentre eles os recursos hídricos, minimizando os impactos ambientais e socioambientais, bem como a manutenção da vida.

Dessa feita, essa proposta de educação, implica para um processo de educação política que possibilita a aquisição de conhecimentos e formação de valores e atitudes que se transformam necessariamente em práticas de cidadania nas múltiplas decisões cotidianas. Estas práticas nos leva a refletir na possibilidade de garantir a construção e manutenção de uma sociedade sustentável, em que os recursos naturais são utilizados de

forma coerente com o objetivo de se conservá-los para as futuras gerações, garantindo a igualdade social e o equilíbrio entre o desenvolvimento econômico, social e ecológico.

Neste sentido o presente trabalho, objetiva analisar as políticas públicas voltadas para a conservação dos recursos hídricos, sobre o prisma da Educação Socioambiental, como instrumento de sensibilização para conservação dos recursos hídricos minimizando os impactos ambientais, ressaltando as suas implicações para a promoção do desenvolvimento sustentável.

METODOLOGIA

Para alcançarmos os objetivos propostos, foram realizadas pesquisas de cunho bibliográficos, em livros e *sites* especializados, bem como em trabalhos científicos produzidos nos três últimos anos, os quais foram selecionados de acordo com as categorias que elencamos, sendo elas: políticas públicas ambientais, conservação de reursos hídricos, sistemas de gerenciamento dos recursos hídricos, sob o prisma da educação socioambiental. Os trabalhos foram separados e analisados a luz do referencial teórico relacionado à conservação dos recursos hídricos e a educação socioambiental, enquanto instrumento transformador de atitudes e da realidade, ocasionando a manutenção dos recursos naturais, especificamente os hídricos.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analisando os dados coletados, encontramos que em várias regiões do país temos propostas de Políticas Públicas Ambientais voltadas para a conservação das reservas d'água; o exemplo prático dessas políticas é a Agenda 21, que é um dos principais resultados da Conferência Eco-92, ocorrida no Rio de Janeiro, Brasil. É um documento que se constitui como um instrumento composto por diretrizes e ações local e global que visam à condução do progresso socioeconômico de cada município ao desenvolvimento sustentável, de tal forma que se preze pela construção de um mundo socialmente justo e ecologicamente equilibrado (ECO 92).

No estado de Pernambuco, temos a Agenda 21 da Região de Aldeia que compõem sete municípios, apresentando, dentre os eixos estratégicos, a

sustentabilidade ecológica. Enquanto programa, projetos e ações voltados aos recursos hídricos são propostos no plano de ação: fiscalização para a exploração dos recursos hídricos subterrâneos, fiscalização para o uso das águas, recuperação dos rios, revisão/ampliação da Lei de proteção aos mananciais, manejo sustentável para os produtores, a implantação da estrutura para o turismo ecológico, presença da Universidade Federal Rural de Pernambuco – UFRPE, Centro de Estudos e Pesquisas ligado às questões ambientais, áreas de proteção de manancial, além da promoção de atividades ligada à reflexão ambiental, sobre os recursos naturais, com palestra, cartilhas, vídeos, oficinas local e regional.

No que tange ao processo educativo, os estudos analisados apontam para a importância dos centros de ensinos, que devem funcionar como veículo de promoção a reflexãocrítica sobre as ações ao meio ambiente. Eles apontam que os centros de ensinos devem trabalhar com a divulgação de informações compreensíveis e de fácil acesso para a comunidade tanto local como geral, a fim de sensibilizá-la para a crise sócio-econômica-ambiental e suas inter-relações com a crise dos recursos naturais, especialmente hídricos; e sociabilização das informações referentes às Políticas e Sistemas de Gerenciamento de Recursos Hídricos, para que dessa forma possa instrumentalizar os sujeitos para participar ativamente da implementação, desde a elaboração do diagnóstico ambiental à solução de conflitos no âmbito dos Comitês de Bacias Hidrográficas.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Consideramos neste final de texto que a existência das Políticas Públicas Ambientais e Sistema de Gerenciamento de Recursos Hídricos, para conservação dos recursos hídricos, devem entrar em parcerias com os centros de ensino, a fim de fortalecer as ações, pois a proposta educacional da Educação Socioambiental visa à promoção ao desenvolvimento sustentável, por meio de caminhos ou ações que permita ao sujeito refletir criticamente sobre suas ações frente ao meio ambiente, numa dimensão local e global.

No que concerne à natureza biológica, é de fundamental importância essa reflexão, para garantir a conservação dos recursos naturais, destacando os recursos

hídricos, atrelando a outros fatores como as questões sociais, visto que, muitos sujeitos residem próximos a mananciais e depositando seus lixos, sem levar em consideração os impactos ambientais que causam, ao meio ambiente e ao próprio manancial.

Essa análise crítica tem dois aspectos fundamentais, em primeiro lugar, cada indivíduo precisa compreender que é parte integrante do ambiente físico e que, através de suas ações, é um agente modificador do mesmo, sejam negativo ou positivo. Em segundo lugar, deve se sentir como participante da sociedade, interagindo e compartilhando os mesmos direitos e deveres.

Nesse sentido, a conservação e recuperação do sistema dos mananciais deve ser prioridade para a manutenção da boa qualidade e quantidade das águas, com a finalidade de garantir a sua utilização as gerações futuras. Dessa forma, o fator essencial para a resolução do dilema água, é a sensibilização para a conscientização da sociedade, por meio de uma proposta educativa que possa envolver diferentes atores sociais e institucionais em torno de uma única missão: solucionar e/ou minimizar (mitigar) um problema que tende a ficar cada vez mais grave num futuro próximo, apresentando-se desde já como uma das maiores ameaças do século XXI, a escassez de água.

Portanto faz-se imprescindível adotar um modelo de intervenção educativa, no qual as questões ambientais sejam vistas num processo dinâmico, considerando a "rede complexa de aspectos ambientais e sociais" (HIGUCHI, 2004, p. 68), para que possamos garantir de forma sustentável os recursos hídricos.

REFERÊNCIAS

CARVALHO, I.C.M. **Educação ambiental:** a formação do sujeito ecológico. 2ª Ed – São Paulo: Cortez, 2006.

DIAS, Genebaldo Freire. **Educação Ambiental**: princípios e práticas. 8. ed. São Paulo: Gaia, 2003.

HIGUCHI, M. I. G.; AZEVEDO, G. C. Educação como processo na construção da cidadania ambiental. *Revista Brasileira de Educação Ambiental*, n.0, p.63-70, 2004.

LOUREIRO, C. F. B. **Trajetória e fundamentos da educação ambiental**. São Paulo: Cortez, 2004.

PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMARAGIBE-PMCg. et al. **Agenda 21 da Região de Aldeia:** Plano de ação. PREFEITURA MUNICIPAL DE CAMARAGIBE/ Secretaria de Planejamento e Meio Ambiente (Coord). Camaragibe: PMCg/MMA/FNMA, 2008. P.44

RAMOS, M. O. **Gestão de recursos hídricos e cobrança pelo uso da água.** Rio de Janeiro: Fundação Getúlio Vargas, 2007.

REIGOTA, Marcos. **Meio Ambiente e representação social**. São Paulo: Cortez, 1994.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI:** enfrentando a escassez. São Carlos: RiMa, 2003.

IMPORTANCIA E USOS MULTIPLOS DAS NASCENTES DE ÁGUA DOCE DE JUCURUTU/RN[1]

[1] Parte da monografia de conclusão de curso de graduação em Geografia (Bacharelado), defendida por Renata Régis da Silva em dezembro de 2012, UFRN.

Renata Régis da Silva[1], Abraão José Azevedo dos Santos [2], Rebecca Luna Lucena[3].

[1]Bacharel em Geografia e graduanda em Geografia (licenciatura) pela UFRN e-mail: renataregis34@yahoo.com.br, [2]Graduando do curso de Geografia bacharelado UFRN e-mail: abraaodsantos@hotmail.com, [3]Mestre em Desenvolvimento e Meio Ambiente - UFPB e professora do curso de Geografia da UFRN e-mail: rebeccaosvaldo@yahoo.com.br.

Resumo

O semiárido nordestino é uma região onde as condições climáticas são severas no sentido que os índices de evaporação chegam a ser três vezes maior que os de precipitação, e ocorrem secas prolongadas. No contexto do semiárido nordestino, a procura de água doce aumenta continuamente ao ritmo do crescimento populacional, tornando-se um desafio diário para a população de alguns pontos específicos a obtenção de água em quantidade e de boa qualidade. Este trabalho traz informações sobre a importância que deve ser dada aos recursos hídricos, em particular às nascentes de água doce, localizadas na Fazenda Lagoa, município de Jucurutu, região semiárida do estado do Rio Grande do Norte, focando nos seus usos múltiplos. Portanto, o nosso objetivo principal foi identificar as nascentes de água doce na Serra da Lagoa, município de Jucurutu – RN e investigar sobre a sua importância para a comunidade local. No sopé da serra da Lagoa no sentido oeste, foram identificadas três nascentes de água, sendo todas de água doce. Descobriu-se que os habitantes locais utilizam estas nascentes para diversas atividades diariamente, sendo as mesmas, importantes fontes de água fornecedora deste precioso bem nos períodos de seca, uma vez que elas são perenes.

Palavras-chave: Semiárido nordestino, nascentes de água doce, Jucurutu/RN.

INTRODUÇÃO

Nos dias atuais, a falta de água em quantidade e de boa qualidade é um dos principais problemas existentes no mundo e, por conseguinte, no semiárido nordestino, região especialmente vulnerável a falta de água pela diminuição do seu estoque durante os períodos de estiagem prolongada (REBOUÇAS 2004).

Com o constante aumento da população mundial, aumenta também a demanda por água de boa qualidade, principalmente para o consumo humano, pois a qualidade da água é elemento central de todos os papéis que este recurso desempenha em nossas vidas. Neste caso, uma nascente de água de boa qualidade é essencial para suprir a necessidade das pessoas e de outros seres vivos de uma determinada localidade.

Para tanto, além da qualidade da água, é essencial que ela venha a ter boa distribuição no tempo, ou seja, que prevaleça durante todo o ano, e afirmar que o desenvolvimento socioambiental de qualquer localidade e ainda, da vida e sua diversidade, dependem seguramente de suprimento de água permanente em quantidade necessária e de boa qualidade.

Nesse sentido, o presente trabalho irá discutir a importância das nascentes de água doce para a população, o valor da preservação dessas nascentes em especial nas regiões semiáridas do Seridó norte-rio-grandense, focalizando nas nascentes ou olhos d'água localizados na Fazenda Lagoa, município de Jucurutu/RN, avaliando sua importância para a população local e os usos múltiplos realizados. Por último, serão elencadas experiências sobre os meios de como preservá-las, para que elas não venham a secar devido às ações humanas.

MATERIAIS E MÉTODOS

Com vista em alcançar os objetivos proposto foram realizados no processo metodológico, o levantamento bibliográfico sobre o tema do estudo com uso de trabalhos científicos, livros, resoluções, como também dados adquiridos através do Instituto de Desenvolvimento Sustentável e Meio Ambiente (IDEMA, 2012).

Posteriormente foi realizada a pesquisa cartográfica através da leitura e interpretação de mapas temáticos do estado do Rio Grande do Norte, destacando as características socioambientais do município de Jucurutu.

Trabalhos de campo foram realizados. Foram visitados os locais das nascentes de ar doce no sopé da serra da Lagoa na Fazenda Lagoa em Jucurutu. Nestes pontos foram realizadas anotações sobre as características geográficas predominantes na paisagem, foram elaboradas fotografias e coletada amostra de água das nascentes para a análise sensitiva segundo as normas do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA, 357/2005).

Em campo, também foram realizadas entrevistas por meio de questionário, aplicado com os moradores locais, no intuito de obter informações acerca do acesso da água da nascente, seus múltiplos usos e sua importância para a comunidade.

LOCALIZAÇÃO E CARACTERIZAÇÃO GEOGRÁFICA DA ÁREA DE ESTUDO

Jucurutu segundo o Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), está na Microrregião do Vale do Açu com uma área de 933,72 km², equivalente a 1,81% da superfície estadual. A sede encontra-se a uma distância em relação à capital de 262 km, apresenta, segundo o censo de 2010, população de 17.692 mil habitantes com ligeira predominância do sexo masculino, existe um desequilíbrio na distribuição da população nas áreas urbanas e rural, pois são 10.567 na zona urbana e 7.125 na rural (IBGE, 2012).

Limita-se ao Norte com Assú, Triunfo Potiguar e São Rafael e ao Sul com Caicó, São Fernando e Jardim de Piranhas. Ao Leste com Santana do Matos, Florânia e São Rafael a Oeste com Paraíba, Jardim de Piranhas e Triunfo Potiguar.

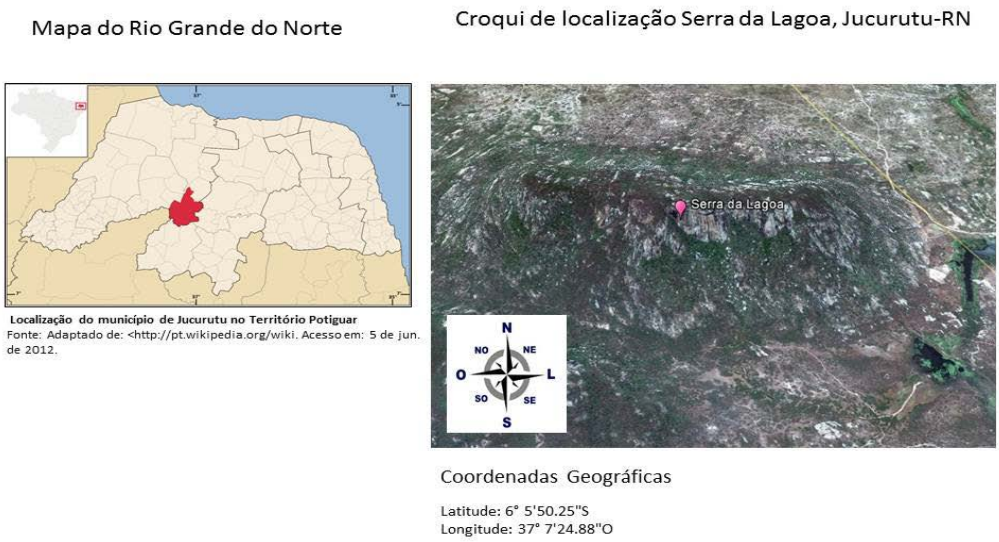


Figura 1: localização do município de Jucurutu e da Serra da Lagoa com as coordenadas geográficas.

O município tem clima quente com chuvas irregulares e escassas, como está na área do polígono das secas, o semiárido é o clima que caracteriza o município (IDEMA, 2012). O solo encontrado no município de Jucurutu é em geral pobre. A falta de chuva, as altas temperaturas e as formações geológicas fazem com que o solo se apresente raso e muito pedregoso (IDEMA, 2012). O relevo tem altitude de 100 a 200 metros, situado na Depressão Sertaneja, com terrenos baixos entre as partes altas do Planalto da Borborema.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Caracterização das nascentes de água de Jucurutu

A nascente em questão está localizada na serra da Lagoa no município de Jucurutu-RN. Esse tipo de nascente é classificada como nascente de encosta, a vegetação ao seu entorno é composta por plantas típicas da Caatinga, como a jurema-preta, mufumbo, juazeiro e outras plantas de pequeno porte. Apesar de estar em uma encosta de uma formação rochosa, no local da nascente o solo se apresenta com textura arenosa.

Para proteger a água da nascente foi construído um tanque de alvenaria, no intuito de abrigar a água que aflora na encosta (Figura 02). Desse tanque existe uma tubulação a qual a água escoa para outro tanque construído mais abaixo, de onde, a população local e circunvizinha capta a água para consumo.



Figura 02: Construção de alvenaria na nascente.

A qualidade da água é definida por sua composição química, física e bacteriológica (ESTEVES, 1988). As características desejáveis dela dependem de sua utilização. Para o consumo humano, há necessidade de água cristalina, livre de cor, gosto, odor, ou qualquer substância que possa produzir efeito fisiológico prejudicial à saúde do homem, denominada de água potável (LIMA, 2001). Logo, a qualidade da água dependerá do uso a que ela se destina e é analisada por um conjunto de parâmetros determinados por uma série de análises físicas, químicas e biológicas, feitas *in loco* ou em laboratório (BRANCO, 2003).

A água da nascente da Fazenda Lagoa em Jucurutu apresenta características de água potável: insípido (sem gosto), inodoro (sem cheiro) e incolor (sem cor). Estas características são muito importantes, pois com esse padrão ela se torna mais apropriada para o consumo humano (Figura 03). Apesar de essas características apontarem para uma água de boa qualidade, ainda existe a necessidade de se realizar testes químicos e microbiológicos em amostras de água dessas nascentes.



Figura 03: Aspecto da água da nascente da Serra da Lagoa.

De acordo com a resolução do CONAMA, as águas doces destinadas ao abastecimento sem tratamento prévio ou com tratamento do tipo simplificado, deverão atender as seguintes condições e padrões: não verificação de efeito toxico crônico a organismos, de acordo com os critérios estabelecidos pelo órgão ambiental competente, ou, na sua ausência, por instituições nacionais ou internacionais renomadas, comprovado pela realização de ensaio eco toxicológico padronizado ou outro método cientificamente reconhecido; materiais flutuantes, inclusive espumas não naturais: virtualmente ausentes; óleos e graxas: virtualmente ausentes; substancias que comuniquem gosto ou odor: virtualmente ausente (CONAMA, 2011).

Usos múltiplos da água e percepção dos habitantes locais

Na Fazenda Lagoa, onde se encontra a nascente em estudo, não há atividades agrícolas nem mineradoras, entretanto existe a presença de animais, bovinos e ovinos, com pouca frequência.

Para manter a boa característica da água da nascente é feita a limpeza do tanque sempre que necessário pela população local, retirando algumas plantas aquáticas ou raízes que crescem dentro dele, as quais possam causar alguma alteração na qualidade da água. Também é preservada a vegetação em torno da nascente, pois a importância da vegetação faz com que a água que cai da chuva infiltre-se no subsolo. Sobre essa preservação, através do questionário aplicado, foi possível notar que os habitantes da

localidade sabem de sua importância, já que a nascente representa vida em todos os aspectos para todos que usufruem de suas águas.

Geralmente a água da nascente é usada apenas para as pessoas beberem e para a dessedentação de animais, principalmente por se tratar de uma água de boa qualidade e com aspecto de água cristalino apropriada para o consumo humano. Quem consome dessa água respondeu que nunca houve caso de doenças na região relacionada à mesma e que crianças, jovens, adultos, idosos e animais que a utilizam são perfeitamente saudáveis. Não há registro que comprove alguma doença provocada pelo seu consumo.

Apesar de situada em propriedade particular, o proprietário nunca negou que as pessoas utilizassem a água da nascente, nem tampouco a vende. A única exigência que ele faz questão de dar é a devida autorização para o manuseio da água. Assim, construiu um tanque de alvenaria no local onde há o afloramento das águas, no intuito de proteger a saída do fluxo da água evitando que por algum motivo possa ser perdida.

CONCLUSÃO

De acordo com os dados apresentados neste trabalho e com os objetivos propostos, pode-se concluir que a preservação das nascentes de água doce na Fazenda da Lagoa é de grande importância, uma vez que sempre supriu as necessidades das pessoas localizadas em seu entorno, fornecendo água de boa qualidade para a população local. É importante ter em mente que os recursos naturais precisam e devem ser cuidado com todo carinho, em especial, os recursos hídricos do nosso planeta. Nesta perspectiva, essas são as propostas e sugestões para preservar as nascentes de água em geral, e em especial a da serra da Lagoa em Jucurutu-RN:

1. Preservar toda a vegetação da serra e do entorno da nascente;
2. Preservar os solos da serra da Lagoa;
3. Controlar a demanda por água da nascente por parte dos habitantes locais;
4. Controlar o acesso a nascentes por parte dos animais;
5. Não despejar qualquer substancia tóxica ou poluente nas proximidades da nascente;
6. Passar, por meio de conversas e práticas educativas, a importância da preservação destas nascentes para as gerações mais novas.

A preservação depende necessariamente da conscientização que todos devem ter, porque apenas usufruir, sem dar nada em troca, é perecer sabendo o porquê de tê-lo feito.

REFERÊNCIAS

BRANCO, Samuel Murgel. **Água:** origem, uso e preservação. 2ª ed. Moderna, São Paulo, 2003.

CONAMA – Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução número 357/2005.** Disponível em: http//www.mma.gov.br. Acesso em: 20 dez. 2011.

ESTEVES, Francisco de Assis. **Fundamentos de limnologia.** Rio de Janeiro: Inter ciência: FINEP, 1988.

IBGE- Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **IBGE Estados.** Disponível em: http://www.ibge.gov.br/ Acesso em 15 de Abril de 2012.

IDEMA -Instituto de Desenvolvimento Sustentável e do meio ambiente. **Aspectos físicos do RN.** Disponível em: http://www.idema.rn.gov.br Acesso em 15 de abril de 2012.

LIMA, Jorge E. F. W. **Recursos Hídricos no Brasil e no mundo.** Planaltina, DF: Embrapa, 2001.

REBOUÇAS, Aldo. **Uso inteligente da água.** São Paulo: Escrituras Editora, 2004.

SILVA, Wilson Francisco. **Determinação da carga de Material em suspensão no Rio São Francisco:** Ano Hidrológico2007; Monografia do curso de Geografia Bacharelado da UFAL. Disponível em: www.inct-tmcocean.com.br. Acesso em 26 de abril de 2012.

USOS MÚLTIPLOS DA ÁGUA E CONDIÇÕES SANITÁRIAS EM MICROBACIA HIDROGRÁFICA DO SEMIÁRIDO PARAIBANO

Telma Lucia Bezerra Alves
Geógrafa, Especialista em Manejo Ecológico de Bacias Hidrográficas, Mestre e Doutoranda em Recursos Naturais – UFCG, Bolsista CNPq, Rua Aprígio Veloso, 882 – Bodocongó, Campina Grande - PB, 58109-900, telmalu@yahoo.com.br
Pedro Vieira de Azevedo
Professor Dr. da Unidade Acadêmica de Ciências Atmosféricas – UACA- UFCG, Rua Aprígio Veloso, 882 – Bodocongó, Campina Grande - PB, 58109-900, pvieira@dca.ufcg.edu.br
Suellen Silva Pereira
Geógrafa, Mestre em Desenvolvimento Regional – UFPB/UEPB, Doutoranda em Recursos Naturais – UFCG e em Geografia – UFPE, Bolsista CNPq, Rua Aprígio Veloso, 882 – Bodocongó, Campina Grande - PB, 58109-900, suellenssp@hotmail.com

Resumo
Os usos múltiplos das águas são informações importantes para a gestão e o planejamento hídrico de uma determinada região. Além disso, em regiões com escassez hídrica, é preciso conhecer a situação sanitária ambiental para preservar os recursos naturais existentes, especialmente a água, e reparar os possíveis danos ambientais. Nesse contexto, o objetivo do presente trabalho foi diagnosticar os usos múltilplos da água (consuntivos e não-consuntivos) na microbacia hidrográfica Riacho Namorado, São João do Cariri-PB, e avaliar as condições sanitárias as quais a população local está submetida. Os resultados evidenciaram que os múltiplos usos da água na microbacia são: irrigação, agricultura de vazante, dessedentação de animais e abastecimento humano; as fontes principais de água da comunidade são cisternas e açudes, os resíduos sólidos são queimados ou eliminados livremente no ambiente e o destino dos dejetos (esgoto) é prioritariamente eliminação livre no meio ambiente, ocasionando risco de contaminação dos recursos hídricos locais.
Palavras-chave: recursos hídricos, meio ambiente, semiárido.

INTRODUÇÃO

Os usos múltiplos das águas no Brasil são diversificados, identificados como: abastecimento humano, animal e industrial, hidroeletricidade, navegação, irrigação, controle de cheia, pesca e aqüicultura, lazer e Turismo, não dispostos aqui em ordem ou grau de importância. A Política Nacional de Recursos Hídricos (Lei 9.433/97) diz que em situações de escassez, o uso prioritário dos recursos hídricos é o consumo humano e dessedentação animal, e que a gestão dos recursos hídricos deve sempre proporcionar o uso múltiplo das águas.

Tundisi (2003) destaca que a urbanização acelerada em todo o planeta aumenta enormemente as demandas para grandes volumes de água, aumentando também os custos do tratamento, a necessidade de mais energia para distribuição de água e a pressão sobre os mananciais. À medida que aumenta o desenvolvimento econômico e a renda per capita, aumenta a pressão sobre os recursos hídricos superficiais e subterrâneos.

É importante destacar que de todos os setores produtivos, o setor agrícola é o maior consumidor da água captada. Estima-se que a agricultura, em especial a irrigada, utiliza cerca de 70% de toda a água superficial e subterrânea. Os 30% restantes são utilizados pelo setor industrial e uso doméstico. Para manter o uso sustentável dos recursos hídricos são necessárias ações que visem à proteção dos solos e da vegetação para manter os fluxos de água, priorizando o seu uso e definindo finalidades (LIMA e FARIAS, 2011, p. 268).

De acordo com informações da ANA (2011), a água, em função de suas qualidades e quantidades, propicia vários tipos de uso, isto é, múltiplos usos. O uso dos recursos hídricos por cada setor pode ser classificado como consuntivo e não consuntivo. a) Uso Consuntivo - é quando, durante o uso, é retirada uma determinada quantidade de água dos mananciais e depois de utilizada, uma quantidade menor e/ou com qualidade inferior é devolvida, ou seja, parte da água retirada é consumida durante seu uso (exemplos: abastecimento, irrigação, etc); b) Uso Não Consuntivo - é aquele uso em que é retirada uma parte de água dos mananciais e depois de utilizada, é devolvida a esses mananciais a mesma quantidade e com a mesma qualidade, ou ainda nos usos em que a água serve apenas como veículo para certa atividade, ou seja, a água não é consumida durante seu uso (exemplos: pesca, navegação, etc).

As condições sanitárias estão diretamente ligadas à qualidade das águas, pois os recursos hídricos poluídos por descargas de resíduos humanos e de animais transportam grande variedade de patógenos que podem causar doenças. Quando há disposição inadequada dos resíduos sólidos, pode haver contaminação das águas superficiais e subterrâneas, sendo que as doenças de veiculação hídrica aumentam de intensidade e distribuição em regiões com alta concentração populacional (TUNDISI e TUNDISI, 2011).

Neste contexto, o presente estudo buscou identificar os usos múltiplos da água na microbacia hidrográfica Riacho Namorado, no município de São João do Cariri-PB, avaliando ainda as condições sanitárias da população residente na mesma e suas consequências para os recursos hídricos superficiais.

MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na microbacia hidrográfica Riacho Namorado, localizada no município de São João do Cariri-PB, precisamente na mesorregião da Borborema, microrregião do cariri oriental, região Nordeste do Brasil, distando 216 km da capital paraibana,

O levantamento dos usos múltiplos atuais da água obedeceu a uma sistemática de identificação: tipos e setores de uso, classificando-se os mesmos em: uso consuntivo ou não consuntivo. Através de entrevistas realizadas com os usuários das águas dos açudes dispostos ao longo do curso do Riacho Namorado e também com autoridades locais, foi realizada essa caracterização. Além disso, pesquisas de campo realizadas através de visitas técnicas e registros fotográficos contribuíram para a compreensão dessa dinâmica.

Foram aplicados questionários previamente estabelecidos, nas propriedades rurais da microbacia hidrográfica e áreas circunvizinhas, tomando-se como aspectos sugestivos as questões propostas pela metodologia de Rocha (1997), e adaptadas para a área de estudo, no semiárido brasileiro. Os questionários foram aplicados por residência e por família, considerando-se diversas variáveis: sociais, econômicas e tecnológicas. Neste trabalho são apresentadas apenas as variáveis concernentes as condições sanitárias do ambiente, identificando possíveis fontes de poluição hídrica.

A aplicação dos questionários foi feita seguindo a nomenclatura da Secretaria de Saúde do município, que divide o território em micro-áreas. Através da mobilização de Agentes Comunitários de Saúde, que atuam nas micro-áreas que englobam a Microbacia Hidrográfica do Riacho Namorado e o seu entorno, foram aplicados 25 questionários aos proprietários das unidades rurais. Foi possível realizar o diagnóstico abordando todas as pessoas residentes na área da microbacia do Riacho Namorado, sendo este fator bastante significativo para o estudo.

A partir do registro das coordenadas geográficas (latitude e longitude) de cada propriedade rural onde foi aplicado o questionário foi possível plotar os pontos obtidos sobre uma imagem de satélite (Fig. 1).

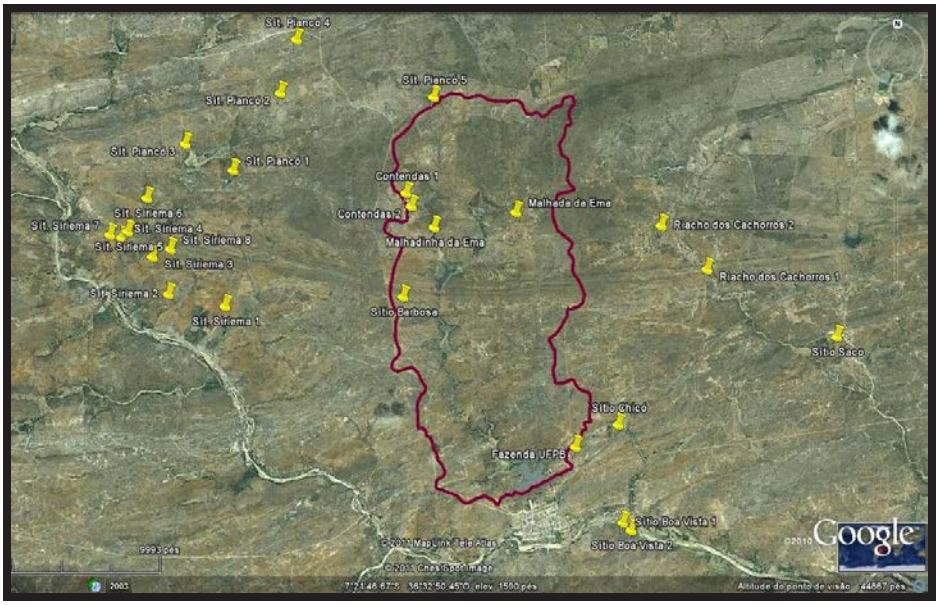


Figura 1: Localização das propriedades rurais (onde foram aplicados os formulários) e delimitação da área da microbacia do Riacho Namorado. Fonte: Google Earth (2011).

Quanto aos aspectos éticos, todas as etapas deste trabalho obedeceram às diretrizes da Resolução Nº 196 de 10 de Outubro de 1996, onde os participantes foram informados dos objetivos do trabalho, consultados sobre a disponibilidade em participar do estudo e assegurados do sigilo das informações individuais, além de concordarem com a publicação científica dos resultados compilados, assinando termo de consentimento competente.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados usos de água para diversos fins, nos cinco açudes existentes na microbacia hidrográfica do Riacho Namorado, incluindo o Açude Namorado que é o principal e último açude, para onde converge toda a drenagem, são eles: irrigação, agricultura de vazante, dessedentação de animais, abastecimento doméstico rural e abastecimento urbano.

Classificada como uso consuntivo da água, a irrigação foi identificada na microbacia, utilizada no cultivo do sorgo (Figura 2) e do capim, além de algumas fruteiras, especificamente na Fazenda Contendas.



Figura 2: Irrigação por aspersão, na Fazenda Contendas, com água de pequeno açude localizado na mesma. Microbacia riacho Namorado. Foto: registros dos autores em: 31/08/2011.

A agricultura de subsistência é feita nas vazantes das bacias hidráulicas dos açudes, nos baixios e margens dos rios, voltada principalmente para o auto - consumo das famílias que praticam essa modalidade. O baixo retorno produtivo e econômico do cultivo de gêneros agrícolas faz com que, o capim usado para a ração animal, seja mais cultivado nos últimos anos em áreas extensas, particularmente nas áreas de vazante das propriedades particulares. A utilização dos espaços próximos as bacias hidráulicas caracteriza um uso consuntivo.

Foi constatado em pesquisa de campo e de acordo com as declarações dos moradores da microbacia, que as águas dos açudes também são utilizadas para fins de abastecimento doméstico (higiene pessoal e limpeza de utensílios) por uma parcela dos entrevistados, ou seja, os moradores da zona rural. Quando não usam cisternas ou poços artificiais, a alternativa mais viável é a utilização da água de pequenos açudes, uso considerado consuntivo.

Outro uso observado na região foi à utilização dos reservatórios hídricos para dessedentação animal (bovinos, equinos, caprinos, ovinos) mesmo no perímetro semi-urbano, onde localiza-se o Açude Público Namorado (Figura 3A). Esse tipo de uso tem algumas implicações, como: excretas eliminadas pelos animais, turbidez da água, e outras resultantes da presença animal, sendo este uso também considerado como consuntivo.



Figura 3: A - Dessedentação animal e B - Pastoreio praticado no entorno da bacia hidráulica do Açude Namorado. Microbacia hidrográfica Riacho Namorado, São João do Cariri – PB. Fotos: registros dos autores em: 31/08/2011.

O abastecimento urbano da cidade de São João do Cariri, que durante muitas décadas foi realizado pelo Açude Público Namorado, teve nos últimos anos seu abastecimento feito pelo Sistema de Adutora do Congo, cuja água advém do Açude Cordeiro, localizado no município do Congo-PB. Porém, devido à reivindicação da população e empenho da gestão municipal, sob a alegação de interrupções constantes no abastecimento de água e a contaminação da mesma, houve a ligação tubular, por parte da CAGEPA, para o reabastecimento da cidade pelo açude, portanto mais um uso consuntivo.

Além disso, destaca-se a importância dos pequenos reservatórios de água para a segurança hídrica da região, uma vez que os rios são temporários. Os açudes são a principal fonte de água por um período, até que por ocasião da estiagem, esse recurso natural evapore ou seja consumido. Estes reservatórios ainda promovem uma harmonia paisagística, amenizando as extensas áreas secas desprovidas de recursos hídricos.

Com relação às possibilidades de usos sustentáveis e socioeconomicamente viáveis para estes pequenos reservatórios, destaca-se a Aquicultura, atividade interessante para a região, demandando planejamento da população e empenho da gestão pública local. Para os reservatórios mais salinizados a produção poderia ser de crustáceos. Nos demais reservatórios, a produção de Tilápia (*Sarotherodos niloticus*), dentre outras espécies, pode ser viável e permite a geração de renda, proteína e trabalho.

Com relação às condições sanitárias constatou-se que, de modo geral, são deficitárias nas referidas propriedades rurais. No quesito destino dos dejetos observa-se que em 56% das propriedades a eliminação é livre (Figura 4A), ocasionando risco de

contaminação das águas superficiais e subterrâneas. As fossas sépticas rudimentares foram identificadas em 44% das propriedades.

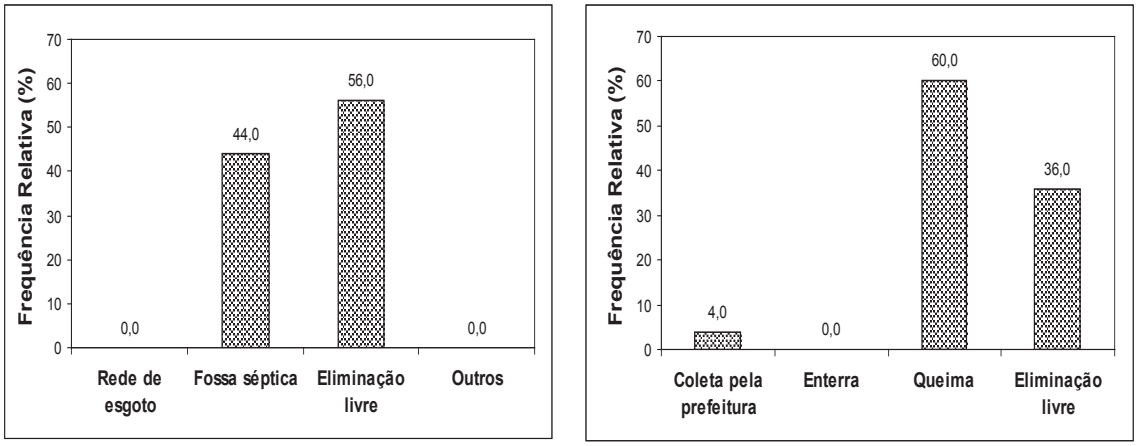


Figura 4: A - Destino dos dejetos (esgoto) na microbacia Riacho Namorado hidrográfica e B - Eliminação dos resíduos sólidos, São João do Cariri – PB.

A Lei 11.445 de 5 de janeiro de 2007, denominada Lei do Saneamento Básico, estabelece diretrizes nacionais para o saneamento básico e institui a Política Federal de Saneamento Básico, que tem como primeiro objetivo a universalização do acesso ao saneamento básico, abrangendo a zona urbana e a zona rural dos municípios. O saneamento básico é um dos principais indicadores da qualidade de vida e do desenvolvimento econômico e social. Com relação à eliminação dos resíduos sólidos nas propriedades, 60% queimam e 36% eliminam os resíduos livremente no meio ambiente (Figura 4B).

Os resíduos sólidos apresentam-se como uma questão problemática, pois não há recolhimento por parte da prefeitura. Essa realidade pode ser modificada a partir da implantação de coletores seletivos bem como práticas de educação e conscientização ambiental que visem a minimização da contaminação local, que inclusive pode trazer prejuízos a saúde e restrições ao uso dos recursos hídricos que já são escassos. Essa situação crítica sanitária também foi identificada por Melo (2010) para as sub-microbacias do Riacho do Tronco, em Boa Vista-PB.

A fonte de água mais utilizada para beber e para o consumo doméstico na região em análise é aquela originada de Cisterna (48%). As residências que não dispõem desse reservatório informaram o desejo de adquirir essa tecnologia de convivência com a região semiárida. Um percentual significativo (28%) utiliza a água dos pequenos reservatórios (açudes) dispostos ao longo da rede de drenagem e ainda 20% utilizam

água de poços artesianos. Algumas das cisternas foram construídas através do programa 1 Milhão de cisternas (P1MC), coordenado pela Articulação no Semi-Árido Brasileiro (ASA) Brasil, que é uma rede formada por várias organizações da sociedade civil.

Todos os entrevistados informaram que o tratamento da água armazenada é realizado com Cloro (Cl), distribuído pelos Agentes Comunitários de Saúde (ACS), e acrescentaram que em períodos de escassez hídrica o abastecimento é feito por carros pipas, cuja procedência da água é desconhecida. Esse abastecimento ocasional da operação pipa é feito pelo Exército Brasileiro, que não distribui a água em todas as propriedades, ficando muitas famílias condicionadas a comprar água para o suprimento de suas necessidades.

CONCLUSÃO

Os resultados obtidos para a microbacia hidrográfica Riacho Namorado, São João do Cariri-PB, evidenciaram que:

(i) Os múltiplos usos da água na microbacia são: irrigação, agricultura de vazante, dessedentação de animais e abastecimento humano;

(ii) As fontes principais de água da comunidade são cisternas e açudes, os resíduos sólidos são queimados ou eliminados livremente no ambiente e o destino dos dejetos (esgoto) é prioritariamente eliminação livre no meio ambiente, ocasionando riscos de contaminação dos recursos hídricos locais, podendo ocasionar doenças a população, aumentando assim sua vulnerabilidade.

REFERÊNCIAS

ANA. Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil: informe 2011.** Disponível em: < http://www2.ana.gov.br/Paginas/default.aspx>. Acesso em: 10 out. 2011.

BRASIL. Lei n° 9.433, de 8 de janeiro de 1997. **Política Nacional de Recursos Hídricos**. Disponível em: < http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/Leis/L9433.htm>. Acesso em: 25 mar. 2011.

LIMA, V. L. A. de. & FARIAS, M. S. S. de. Recursos Hídricos. In: Rocha *et al*., **Manejo Ecológico integrado de bacias hidrográficas no semiárido brasileiro.** Campina Grande: Epgraf, 2011. p. 186 – 276.

ROCHA, J. S. M. **Manual integrado de bacias hidrográficas.** Santa Maria: Edições da UFSM, 1997, 446 p.

TUNDISI, J. G. Recursos Hídricos. São Carlos. **Revista Multiciência**, v.1, out. 2003.

TUNDISI, J. G. e TUNDISI, T. M. **Recursos Hídricos no século XXI**. São Paulo: Oficina de Textos, 2011. 328 p.

EXTRAÇÃO DE AREIA DO RIACHO DO SILVA, MACEIÓ-AL E SEUS IMPACTOS AMBIENTAIS

Valdir Martiniano Ferreira da Silva[1] Karla Gama Barroso[2]
Paulo Antonio Ferreira Freire[3] Leandro Medeiros Ferro[4]

1Engenheiro Agrônomo da Secretaria Municipal de Proteção ao Meio Ambiente-SEMPMA, Rua Marquez de Abrantes,s/n Bebedouro, Maceió Alagoas; 2Bióloga Licenciada, Faculdade Integrada Tiradentes-FITS; 3,4Discente em Engenharia Ambiental Universidade Federal de Alagoas-UFAL

Resumo – A extração de areia em leito de rio é de grande importância para o desenvolvimento socioeconômico de uma região, mas pode produzir impactos ambientais negativos de magnitude e importância consideráveis. No Riacho do Silva, localizado no município de Maceió-AL, esta prática é realizada ilegalmente e de forma a comprometer a saúde do próprio homem e de todo o ecossistema, causando impactos ambientais significativos. O presente trabalho tem como objetivos levantar informações sobre o processo de extração de areia no leito desse curso d'água e avaliar qualitativamente os impactos ambientais decorrentes desta extração. Para tal foi utilizado o método *Check-List.* Os resultados obtidos possibilitaram identificar 14 impactos ambientais, sendo 11 negativos (78,57%) e 3 positivos (21,43%).

Palavras-chave: Impactos Ambientais, Extração de Areia, Riacho do Silva.

1 - INTRODUÇÃO

As bacias hidrográficas apresentam-se como unidades fundamentais para o planejamento do uso e conservação ambiental. No entanto estes sistemas mostram-se extremamente vulneráveis às atividades antrópicas. As bacias hidrográficas brasileiras têm sofrido com a intensa exploração dos recursos naturais, através de práticas como a mineração ilegal (Silva, 2011).

Entre as atividades ligadas à mineração, a extração de areia em leitos de rios é uma das que mais se destaca devido à sua importância social, mas apresenta forte perfil impactante, principalmente para as Áreas de Preservação Permanente (APP's) das margens dos cursos d'água, podendo alterar-lhes a morfologia e a estabilidade bem como a qualidade da água dos mananciais onde a mesma é desenvolvida.

Segundo Valverde (2004), os principais locais de extração de areia são as várzeas e leitos de rios, depósitos lacustres, mantos de decomposição de rochas, arenitos e pegmatitos decompostos. No Brasil, 70% da areia produzida é proveniente de leitos de

rios e 30% das várzeas.

Cerca de 2.000 empresas se dedicam à extração de areia no país, na grande maioria pequenas empresas familiares, gerando cerca de 45.000 empregos diretos, 60% produzem menos de 10.000 t/mês, 35% entre 10.000 e 25.000 t/mês e 5% mais que 25.000 t/mês, ressaltando-se que o produto mineral possui baixo valor econômico, sendo até 2/3 do seu preço devido ao transporte (Lelles *et al*., 2005).

A retirada de areia pode ser realizada de forma (a) mecânica ou (b) manual. (a) A extração é efetuada por dragas, sendo a areia conduzida por canalizações ou transportada por balsas até caixas de areia às margens dos rios (Souza, 2004); (b) o material mineral é extraído manualmente com o auxílio de pás, sendo em seguida disposto temporariamente em montes na própria APP.

A Resolução CONAMA Nº 10/1990 explicita em seu artigo 1º:

> A exploração de bens minerais da Classe II deverá ser precedida de licenciamento ambiental do órgão estadual de meio ambiente ou do IBAMA, quando couber, nos termos da legislação vigente e desta resolução.

Segundo Freire (1995) apud Lelles (2004), para a extração dos minerais de classe II (ardósia, areia, cascalho, argilas, quartzitos e saibros), é necessário obter autorização junto à Prefeitura Municipal e o registro no DNPM, além do licenciamento ambiental pelo órgão ambiental federal ou estadual competente.

2 – ÁREA DE ESTUDO

A bacia hidrográfica do Riacho do Silva está inserida totalmente na zona urbana da cidade de Maceió/AL, situada entre as coordenadas geográficas 9º34’ 54,2” a 9º37’43,8” de latitude sul e 35º44’17,5” a 35º46’30,8” de longitude oeste de Greenwich, totalizando uma área de 10,13 km^2, abrangendo totalmente os bairros: Petrópolis, Santo Amaro e Chã da Jaqueira e parcialmente os bairros: Tabuleiro do Martins, Santa Amélia, Bebedouro, Gruta de Lourdes e Pinheiro, conforme mostra a figura 1.

Segundo Silva (2010), o Riacho do Silva tem sua nascente principal próxima a antiga Cerâmica Santa Luzia (atualmente desativada), desaguando na Laguna Mundaú, no bairro de Bebedouro, precisamente no Porto do Sururu. Tem aproximadamente 6,0

km de extensão, sendo que 2,0 km cortam o Parque Municipal de Maceió. De acordo com o Decreto Estadual nº 3.766, de 30 de outubro de 1978, que enquadra os cursos d'água do Estado de Alagoas na classificação estabelecida pela Portaria GM-0013, de 15 de janeiro de 1976, este curso d'água era enquadrado como rio de classe 1. O Decreto Estadual nº 4.062, de 07 de outubro de 2008, considerando a necessidade de adequação da legislação ambiental e dos recursos hídricos do Estado de Alagoas à legislação federal vigente, revogou o decreto anterior.

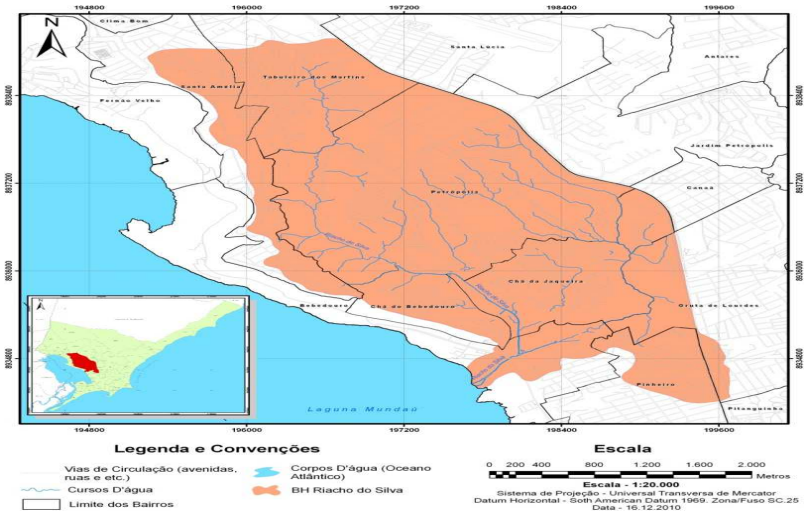
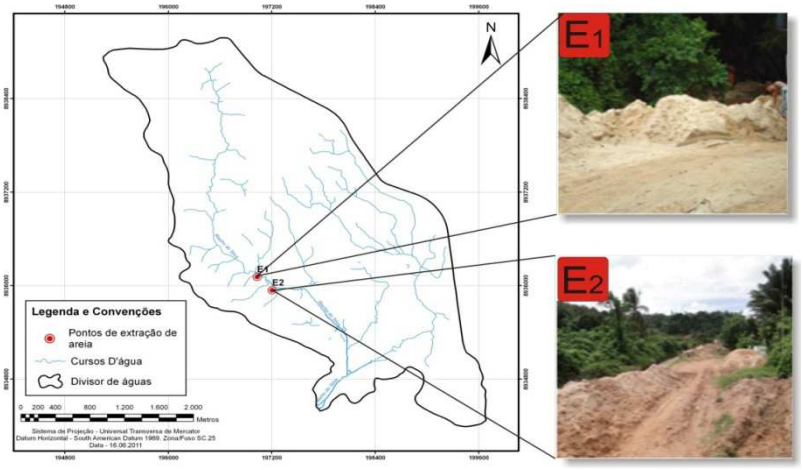


Figura 1 – Localização da bacia do riacho do Silva

3 – METODOLOGIA

Foram efetuadas duas visitas ao Riacho do Silva durante os meses de março e abril de 2012, percorrendo-se toda a sua margem, para identificação dos pontos desta onde ocorre a prática da extração de areia. As coordenadas geográficas destes pontos foram obtidas com o auxílio de um aparelho GPS marca GARMIN modelo Start 660.



Através de observações *in loco* e entrevistas com trabalhadores envolvidos na operação de extração do material mineral, foram levantadas informações referentes à: a - Método de extração; b – Estocagem; c – Drenagem; d- Volume extraído/tempo;e - Carregamento e transporte; f- Comercialização; g - Aspectos sanitários e legais.

Foi realizado um levantamento qualitativo dos impactos ambientais decorrentes da extração de areia do leito do Riacho do Silva, através do método *Check-List.*

4 – RESULTADOS

Foram detectados dois pontos de extração de areia ao longo do Riacho do Silva, denominados E_1 e E_2 (de montante para jusante). A Tabela 1 mostra as coordenadas geográficas dos pontos e a figura 2 a distribuição espacial destes na bacia.

Tabela 1 - Pontos de extração de areia

Pontos	Referência	Coordenadas Geográficas (UTM)	
		E	N
E_1	Próximo à entrada principal do Parque Municipal de Maceió	197031	8936112
E_2	Próximo à Fundação Juvenópoles	197205	8935940

Figura 2 – Localização dos pontos de extração de areia na Bacia do do Riacho do Silva

Em ambas as áreas, o material mineral é extraído manualmente, com o auxílio de pás (Figura 3a), sendo em seguida disposto temporariamente em montes na própria APP da margem do riacho. São 24 famílias beneficiadas diretamente com a extração de areia, sendo 14 trabalhadores em E1 e 10 em E2. A Tabela 2 mostra uma aproximação do volume de areia extraído do Riacho do Silva nestas duas áreas de extração para os períodos: seco e chuvoso, obtidas por observações in loco durante os meses de março e abril de 2012.

Tabela 2 - Volume de areia extraído do leito do Riacho do Silva (caçambas de 6m^3/semana)

Área de Extração	Período Seco	Período Chuvoso
E1	7 -12	18 -25
E2	5 - 8	10 -15

Verifica-se um aumento do volume extraído na época chuvosa, provavelmente devido à maior deposição do material no leito fluvial, favorecida em grande parte pelo desmatamento em pontos da bacia a montante destas áreas.

O transporte do material até o local de venda ao consumidor final é feito através de caminhões-caçamba com capacidade de 6m^3. O carregamento desses caminhões é feito manualmente pelos próprios trabalhadores que extraem a areia (figura 3b).



Figura 3 - Processo de extração, carregamento e transporte de areia na bacia do Riacho do Silva. (a) Extração; (b) Carregamento e transporte

A comercialização do produto se dá inicialmente entre os trabalhadores envolvidos com a extração e os caçambeiros, no próprio local de extração. O preço atual de venda do produto neste ponto é de R$ 85,00/caçamba, o que corresponde a R$ 14,17/m^3. Posteriormente, o produto é comercializado entre os caçambeiros e os proprietários de depósitos de material de construção por R$ 200,00/caçamba, o que corresponde a R$ 33,3m^3. Tais valores demostram o baixo valor econômico do produto e no caso específico revelam que 57,5.% do preço final do produto é devido ao transporte.

Verificou-se que os trabalhadores envolvidos com a extração de areia nessas áreas não usam nenhum tipo de equipamento de proteção, ficando sujeitos a acidentes de trabalho bem como à exposição a agentes patogênicos veiculados pela água. De acordo

com depoimentos, todos os trabalhadores envolvidos na extração do material mineral já contraíram doenças de veiculação hídrica, sendo a diarreia a que aparece com maior frequência.

Com relação aos aspectos legais, a extração de areia no leito do Riacho do Silva é praticada sem autorização do órgão municipal de meio ambiente (SEMPMA), sem registro no DNPM e sem licença do órgão estadual do meio ambiente (IMA-AL).

A avaliação dos impactos ambientais da atividade de extração de areia do leito do Riacho do Silva, efetuada na fase de operação do empreendimento, sob a forma de *Check -List,* pode ser observada na Tabela 3.

Tabela 3 – *Check-List* dos impactos observados

Impactos Positivos	**Causas**
Desassoreamento do curso d'agua	Remoção dos sedimentos devido à própria extração do material mineral
Criação de empregos	Mão-de-obra empregada na atividade
Aquecimento da economia local	Aquisição de insumos na produção
Impactos Negativos	**Causas**
Compactação do solo na APP da margem do riacho	Movimento constante de caminhões-caçamba na APP para o carregamento do material
Alteração na calha do riacho	O próprio processo extrativo e o aumento da velocidade da água no trecho onde ocorre a extração
Diminuição do habitat silvestre	Remoção da cobertura vegetal nativa da APP
Stress da fauna aquática	Geração de turbulência no curso d'agua com a extração do material
Alteração de parâmetros de qualidade da água, notadamente Turbidez, Cor e Concentração de sólidos	Geração de turbulência no curso d'agua com a extração do material
Aumento na Velocidade da água superficial	Eliminação do banco de sedimentos presente no leito do riacho
Aumento na temperatura do ar	Remoção da cobertura vegetal da APP

Erosão na APP	Drenagem do liquido do material depositado na APP
Diminuição da taxa de infiltração de água no solo da APP	Compactação do solo da APP pelo tráfego de caminhões-caçamba
Modificação do estado de saúde de trabalhadores envolvidos com a extração	Contato constante com a água do riacho, com alta concentração de coliformes fecais (Silva, 2011)
Stress da fauna silvestre	Barulho provocado pelos caminhões-caçamba e pelos trabalhadores e sua ferramentas durante a extração e o carregamento

Na área E_1 foi verificada erosão em forma de sulco na APP. Tal fato se dá devido à falta de um sistema de canalização para drenar o líquido do material depositado na APP (Figura 4).



Figura 4- Erosão na APP devido à drenagem do líquido do material depositado

Silva (2011) verificou aumento nas concentrações de sólidos totais (ST), sólidos sedimentáveis (SSed) e sólidos dissolvidos totais (SDT) bem como aumento na turbidez da água, devido ao processo de extração de areia em E1.

Os taludes do riacho, tanto em E1 quanto em E2 encontram-se bastante degradados, chegando em alguns pontos, a ter comprimento de 10cm, conforme Figura 5.



Figura 5 - Taludes do riacho do Silva bastante degradados em E2

Silva (2011) verificou em pontos com a APP vegetada, próximos à área E1, temperaturas do ar e da água mais baixas que no ponto E1.

CONCLUSÃO

O processo de extração de areia no leito do Riacho do Silva, em Maceió-AL, tem promovido impactos positivos, como a geração de emprego e renda, mas é igualmente responsável por impactos negativos significativos como erosão, compactação do solo na APP e diminuição do habitat para a fauna silvestre.

É necessário realizar um estudo mais aprofundado sobre a quantidade de areia a ser retirada nesses pontos do curso d'água e promover o licenciamento e a fiscalização da atividade, exigindo-se que a mesma seja praticada dentro de padrões de aceitabilidade.

REFERÊNCIAS

CONSELHO NACIONAL DO MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 010/90, de 06 de dezembro de 1990.** Dispõe sobre normas específicas para o licenciamento ambiental de extração mineral, classe II.

LELLES, L. C. "*Avaliação qualitativa de impactos ambientais oriundos da extração de areia em cursos d'água*". 78 f. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal) - Universidade Federal de Viçosa, MG, Viçosa, 2004.

LELLES, L. C.; SILVA, E.; GRIFFITH, J. J.; MARTINS, S. V. (2005). *"Perfil ambiental qualitativo da extração de areia em cursos d´agua"***.** Revista Árvore, V. 29, n.003, Maio/Junho, pp.439-444.

SILVA, V. M. "*A educação ambiental em unidades de conservação com ênfase no Parque Municipal de Maceió*". Monografia (Especialização em Gestão e Manejo Florestal) – Universidade Federal Lavras, Lavras, 2010.

SILVA, V. M. F. 2011. "*Efeito das ações antrópicas na qualidade da água da bacia do riacho do Silva, em Maceió-AL"***.** Maceió: Universidade Federal de Alagoas - Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos e Saneamento.

SOUZA, G.; RODRGUES, D. M.; SIQUEIRA, R. C.; RODOVALHO, F. C. C., ANTUNES, E. C. "*Degradação em área de preservação permanente por extração de areia no Rio Turvo, 2004*". Disponível em http://www2.ucg.br/nupenge/pdf/DegradacaoemAPP.pdf

VALVERDE, F. M. "*Agregados para construção civil. Sumário Mineral*". 2004. Disponível em: < http://www.dnpm.gov.br/assets/galeriadocumento/sumariomineral2004/AGREGADOS%20PARA%20CONSTRU%C3%87%C3%83O%20CIVIL%202004.pdf>. Acesso em 25 mai. 2012.

VARIAÇÃO ESPAÇO-TEMPORAL DE PARÂMETROS LIMNOLÓGICOS EM UM RESERVATÓRIO TROPICAL

Vanessa Maria Silva Rodrigues[1,3], Simone Ferreira Teixeira[1,2], Ricardo de Souza Rosa[3], Susmara Silva Campos[4]

[1]Laboratório de Etnoecologia e Ecologia de Peixes Tropicais (LEPT), Universidade de Pernambuco. Rua Arnóbio Marques, 310, Santo Amaro. 53100-130. Recife, Pernambuco. Telefone: (81)3183-3300. [2]Professora Adjunta do Instituto de Ciências Biológicas (ICB)/UPE. <teixeirasf.upe@gmail.com>. [3]Universidade Federal da Paraíba/CCEN-Campus I - Cidade Universitária. 58059-900. João Pessoa, Paraíba. [4]Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Pernambuco – Campus Recife. Av. Luiz Freire, 500, Cidade Universitária. 53740-540. Recife, Pernambuco.

Resumo

Este estudo objetivou caracterizar os parâmetros limnológicos do reservatório de Boa Esperança-PI, no Alto rio Parnaíba, considerando a heterogeneidade espacial e a sazonalidade. As coletas foram bimestrais, de outubro de 2004 a junho de 2006, em 18 estações de amostragem, utilizando uma sonda multiparâmetros. As análises estatísticas visaram verificar diferenças significativas espaciais e sazonais em relação aos parâmetros físico-químicos da água. As estações com características biotípicas semelhantes apresentaram parâmetros com valores médios aproximados, o que é reflexo das condições específicas do habitat e da dinâmica local. Além disso, possíveis diferenças quanto ao padrão dos parâmetros podem estar relacionadas aos múltiplos usos desse reservatório. Sazonalmente, não foram verificadas variações significativas em relação aos parâmetros, com exceção da temperatura da água. A variação expressiva deste parâmetro é esperada, pois sua amplitude sazonal é influenciada diretamente pela incidência solar. Contudo, de um modo geral, os padrões verificados no presente estudo caracterizam o reservatório de Boa Esperança como oligotrófico.

Palavras-chave: parâmetros físico-químicos; variação sazonal; rio represado.

1. INTRODUÇÃO

A intensificação das ações antrópicas sobre o ambiente tem ocasionado alterações profundas na estrutura e funcionalidade de diversos ecossistemas aquáticos interiores. Na América do Sul, principalmente no Brasil, o avanço tecnológico, urbano e industrial verificado nas últimas décadas potencializou a construção de reservatórios (AGOSTINHO et al., 2007).

Os reservatórios estão primariamente relacionados à produção de energia elétrica, controle de vazão, abastecimento e/ou destinação de efluentes, porém múltiplos usos secundários como a pesca, aquicultura, irrigação, navegação, recreação e turismo, são comumente estabelecidos e podem proporcionar benefícios sociais e econômicos (JÚLIO JÚNIOR et al., 2005). No entanto, os represamentos ocasionam uma série de alterações ecológicas, pois interferem nas características físicas e químicas da água, na dinâmica fluvial, no ciclo hidrológico, na quantidade e qualidade de habitats, modificando a estrutura das comunidades aquáticas (AGOSTINHO et al., 2007).

Estudos limnológicos com ênfase no monitoramento das características físicas e químicas da água, qualidade da água e ambiental são primordiais para a avaliação e manutenção das condições da bacia hidrográfica na qual o reservatório está inserido, pois contribuem para a compreensão dos impactos sobre a biota aquática, estratégias de manejo dos recursos aquáticos e gerenciamento dos múltiplos usos, visando sua conservação.

Considerando a relevância desses estudos e a carência de informações referentes aos reservatórios do Nordeste do Brasil, o presente estudo teve como objetivo a caracterização dos parâmetros limnológicos no reservatório de Boa Esperança, considerando a heterogeneidade espacial e a sazonalidade, a fim de compreender a dinâmica local e subsidiar futuras medidas de manejo e conservação, contribuindo com a manutenção deste ambiente como elemento integrante do processo de desenvolvimento econômico e social da região.

2. MATERIAL E MÉTODOS

2.1 Área de Estudo

O rio Parnaíba é perene, de águas predominantemente barrentas, com aproximadamente 1.432 km de extensão e corresponde ao limite natural entre os estados

do Maranhão e Piauí, no Nordeste do Brasil. Está situado numa zona de transição entre o clima semiárido da Caatinga, a leste do rio, e um clima mais úmido do Cerrado, a oeste (ROSA et al., 2003).

O regime de precipitação pluviométrico é constituído por dois períodos, sendo o chuvoso correspondente aos meses de janeiro a junho, e o seco, de julho a dezembro (MARQUES et al., 2002). Os totais anuais de precipitação variam entre 450 mm e 1.900 mm e a temperatura média anual varia entre 22°C e 26°C. O relevo no entorno é constituído principalmente por chapadões planos, cuja altitude varia de 100 a 200 m.

A bacia apresenta alguns problemas como o lançamento de efluentes e alterações do balanço hídrico devido à construção de reservatórios, diques e canais de drenagem; avanço da agropecuária e aquicultura por meio de práticas inadequadas e sem planejamento de ocupação; devastação da vegetação nativa; degradação de solos; assoreamento de rios e riachos; e, perda da biodiversidade.

O reservatório de Boa Esperança está situado no Alto rio Parnaíba e foi originado no ano de 1969, devido à construção da Usina Hidrelétrica de Boa Esperança, no município de Guadalupe, no Piauí (06º45' S e 43º33' W). A área de inundação equivale a 352,2 Km², com percurso navegável de 155 Km e profundidade média de 50 m. É oligotrófico de solo profundo e constituído de três ambientes distintos: lêntico, transição e lótico (CAVALCANTE et al., 2007).

2.2 Coleta de Dados

Foram determinadas 18 estações de amostragem, na área de influência da Usina Hidrelétrica de Boa Esperança, que contemplam a heterogeneidade espacial (Figura 1). As estações denominadas de F correspondem a zonas rasas situadas na margem, enquanto as estações P, zonas com maior profundidade. Quanto aos tipos de ambientes, as estações F1, F8, F9, F10, P7 e P8 são lóticas; as estações de F2 a F5, e de P1 a P4 são lênticas; e, as estações F6, F7, P5 e P6 são ambientes de transição.

As coletas foram realizadas bimestralmente, de outubro de 2004 a junho de 2006, contemplando os períodos seco e chuvoso da região. Para a determinação dos parâmetros físico-químicos da água foi utilizada uma sonda multiparâmetros *in situ*, em cada estação de amostragem. Os parâmetros mensurados foram pH, oxigênio dissolvido (mg/L), temperatura da água (ºC) e condutividade elétrica (mS/cm).

2.3 Análise de Dados

Uma análise de variância (ANOVA) foi realizada para verificar diferenças significativas entre as categorias: período (seco e chuvoso) e ambiente do reservatório (lêntico, transição e lótico). Quando pertinente, foi aplicado o teste *post-hoc* de Tukey para indicar onde ocorreram as diferenças. A correlação entre os parâmetros foi analisada por meio do coeficiente linear de Pearson (r).

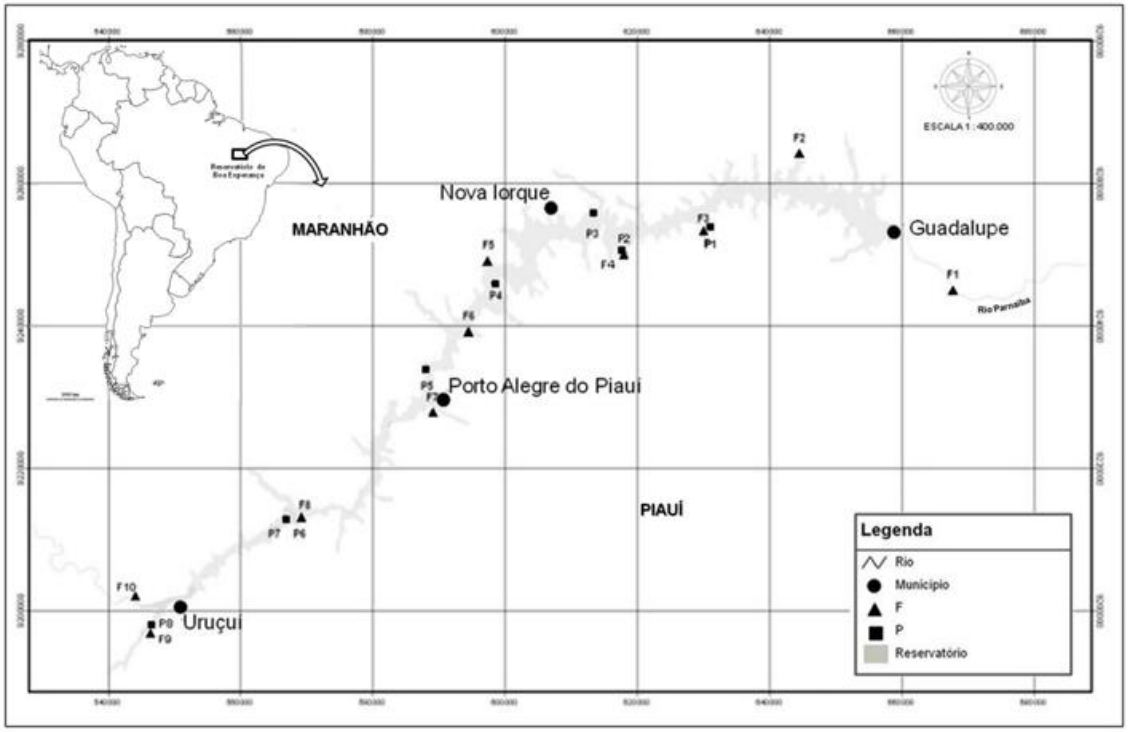


Figura 1 - Localização das estações de amostragem na área de influência do reservatório de Boa Esperança PI/MA, Nordeste do Brasil.

3. RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios de pH variaram entre neutro (7,0), na estação F6, e alcalino (7,5), em F4 e P8 (Figura 2). Na maioria dos ambientes aquáticos interiores tropicais os valores de pH variam entre 6 e 8. No reservatório de Boa Esperança, apesar da baixa variação encontrada no pH, os valores médios são considerados normais.

Quanto à condutividade entre as estações, houve um gradiente crescente dos valores médios de condutividade no sentido montante-jusante do reservatório, com os valores médios variando de 0,0014mS/cm (P8) a 0,1247mS/cm (F8), sendo ambas as estações lóticas (Figura 2).

A condutividade elétrica da água pode fornecer importantes informações tanto sobre o metabolismo do ecossistema aquático, bem como fenômenos importantes que ocorrem na sua bacia de drenagem. Os baixos valores verificados no reservatório de Boa Esperança podem estar relacionados com a quantidade de nutrientes presentes e aos múltiplos usos deste ambiente.

Os valores médios de oxigênio dissolvido variaram de 4,6mg/L, na estação F7 (transição), até 6,4mg/L, na estação F2 (lêntico) (Figura 2). A alta variação deste parâmetro entre as estações reflete a heterogeneidade dos locais amostrados, bem como possíveis diferenças na produtividade primária entre os habitats (BAYLEY, 1995).

Quanto à temperatura, os valores variaram de 28,6°C, na estação F8 (lótico) a 33,3°C, na estação F4 (lêntico) (Figura 2). A variação expressiva deste parâmetro é esperada, uma vez que condições específicas do habitat resultam em variações de velocidade, volume, profundidade, tipo de substrato e sombreamento (MAIER, 1978).

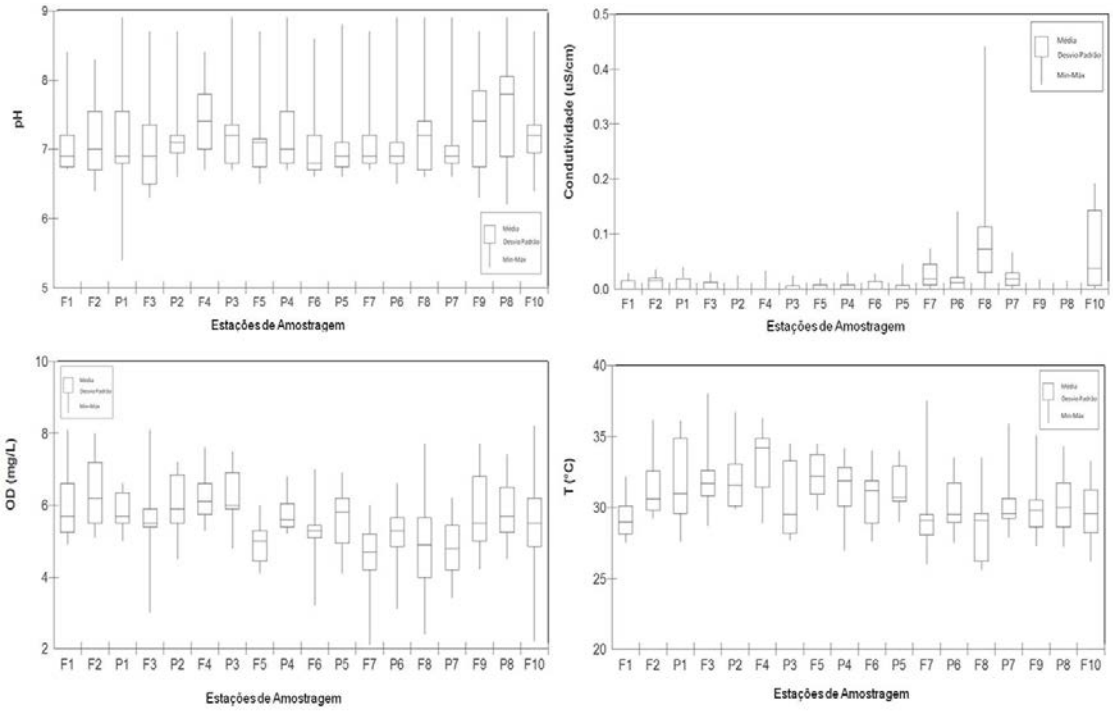


Figura 2 - Valores médios e respectivos desvios padrões dos parâmetros físico-químicos da água nas estações de amostragem, no reservatório de Boa Esperança, de outubro de 2004 a junho de 2006.

De um modo geral, para os parâmetros analisados houve uma tendência a valores médios aproximados entre estações com características biotípicas semelhantes. Considerando a heterogeneidade espacial definida para o reservatório de Boa

Esperança, houve variações entre os ambientes lênticos, transição e lótico (Figura 3), com diferenças significativas na condutividade elétrica (H=25,0208; *p*=0,0073), oxigênio dissolvido (H=14,9377; *p*=0,0006), temperatura da água (F=17,8916; *p*=0,0001), exceto para o pH (H=3,4154; *p*=0,1813).

O aumento da condutividade, no ambiente lótico, possivelmente foi influenciado pela proximidade de tributários importantes, como o rio Balsas, que apresenta diferença marcante quanto aos valores de condutividade devido às características intrínsecas e ao avanço desordenado de atividades agropecuárias e aquicultura nas proximidades, pelo aporte de materiais e pela deterioração da qualidade da água, que podem ter influenciado localmente esse parâmetro.

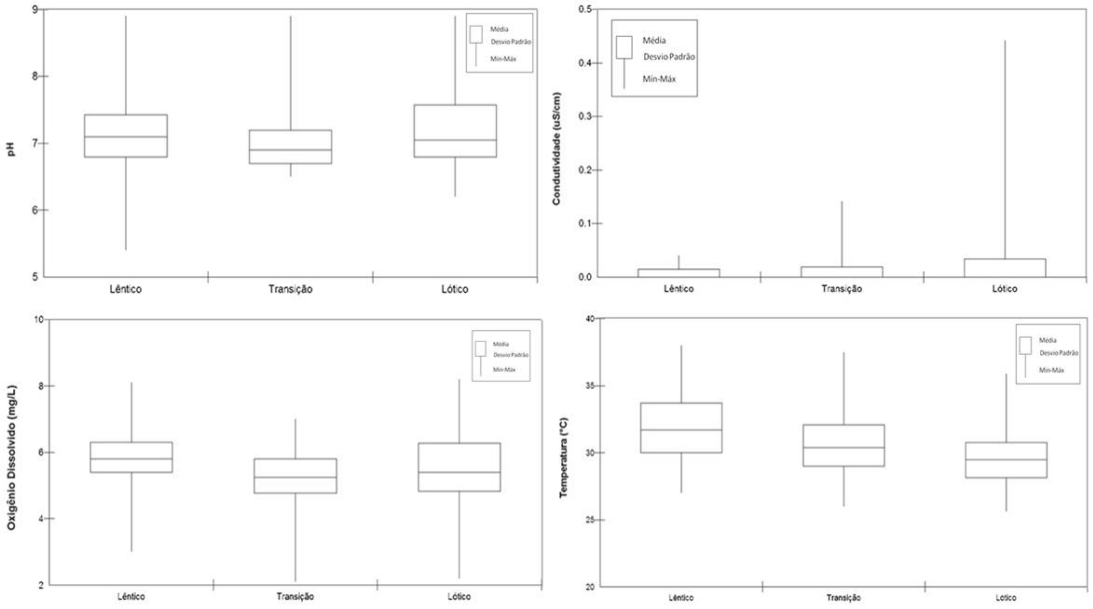


Figura 3 - Valores médios e respectivos desvios padrões dos parâmetros físico-químicos da água nos ambientes lóticos, transição e lêntico, no reservatório de Boa Esperança, de outubro de 2004 a junho de 2006.

Apesar de ocorrerem variações quanto aos períodos seco e chuvoso, em todos os parâmetros avaliados (Figura 4), estas não foram significativas sazonalmente para os valores médios de pH (F=2,6808; *p*=0,0992), condutividade elétrica (F=1,0791; *p*=0,2989) e oxigênio dissolvido (F=0,2591; *p*=0,6176), com exceção para a temperatura da água (F=12,4976; *p*=0,0008).

A amplitude de variação sazonal da temperatura em corpos d'água é influenciada diretamente pela incidência solar direta e, consequentemente, pela latitude

(MAIER, 1978), sendo que o valor médio de temperatura registrado para o reservatório de Boa Esperança é condizente com o proposto na literatura.

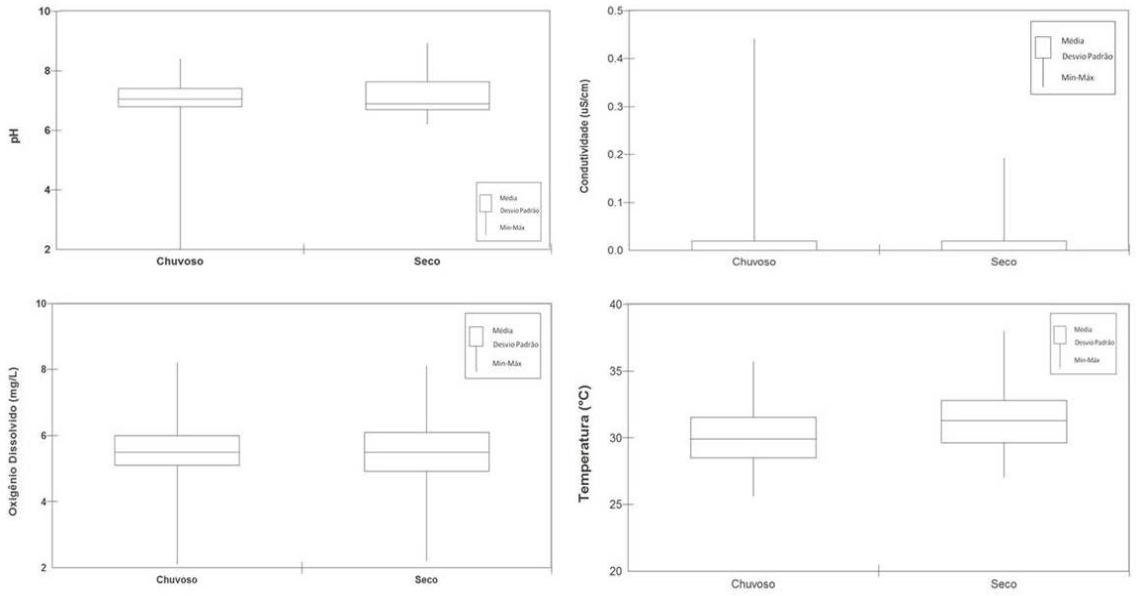


Figura 4 – Valores médios e respectivos desvios padrões dos parâmetros físico-químicos da água entre os períodos chuvoso e seco, no reservatório de Boa Esperança, de outubro de 2004 a junho de 2006.

A análise das variáveis ambientais por meio de uma matriz de correlação não mostrou correlação entre as mesmas, sendo esta estatisticamente significativa apenas entre pH e oxigênio dissolvido, porém com um valor de correlação muito próximo a zero (r=0,2180; *p*=0,0022). Contudo, os valores elevados de pH e oxigênio dissolvido, possivelmente estão relacionados com a produtividade primária no local, uma vez que a presença de algas fotossintéticas podem contribuir com o aumento das concentrações de oxigênio dissolvido no ambiente, podendo gerar uma elevação do pH em decorrência da atividade fotossintética.

4. CONCLUSÕES

1 - Estações com características biotípicas semelhantes apresentaram parâmetros limnológicos com valores médios aproximados, o que é reflexo das condições específicas do habitat e da dinâmica local. Além disso, diferenças quanto ao padrão dos parâmetros podem estar relacionadas aos múltiplos usos desse reservatório.

2 - A variação sazonal expressiva da temperatura é esperada, pois sua amplitude é influenciada diretamente pela incidência solar.

3 – Esses resultados contribuem para o conhecimento de fatores controladores das comunidades nos reservatórios, vindo a suprir informações sobre reservatórios oligotróficos do Nordeste, e serve como subsídios para futuras avaliações de impactos a biota aquática e gerenciamento de recursos aquáticos que visem à conservação.

AGRADECIMENTOS

À Companhia Hidro Elétrica do São Francisco – CHESF e à PETCON - Planejamento em Transporte e Consultoria Ltda. pelo apoio financeiro.

REFERÊNCIAS

AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C.; PELICICE, F.M. **Ecologia e manejo de recursos pesqueiros em reservatórios do Brasil**. Maringá: Eduem, 2007. 501 p.

BAYLEY, P.B. Understanding large river-floodplain ecossystems: significant economic advantages and increased biodiversity and stability would result from restoration of impaired systems. **Bioscience**, v. 45, n.3, p. 153-138. 1995.

CAVALCANTE, P.R.S.; RODRIGUES, M.S.; BARROSO, M.F.S.; BARBIERI, R.; SERRA, C.L.M.; OLIVEIRA, R.C.A. Diel variation of limnological parameters in a reservoir in northeastern Brazil (Boa Esperança, Maranhão/Piauí): rainy period. **Lakes & Reservoirs: Research and Management**, v. 12, p. 35-42. 2007.

JÚLIO JR., H.F.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A. Distribuição e caracterização dos reservatórios. In: RODRIGUES, L.; THOMAZ, S.M.; AGOSTINHO, A.A.; GOMES, L.C. **Biocenoses em reservatórios: padrões espaciais e temporais**. São Carlos: Rima, 2005. 333p.

MAIER, M.H. Considerações sobre características limnológicas de ambientes lóticos. **Boletim Instituto Pesca**, v. 5, n. 2. p. 75-90. 1978.

MARQUES, P.R.B.O.; NUNES, G.S.; QUEIROZ, M.E.R.; ORLANDA, J.F.F.; SOUZA, H.S.; SANTOS, T.C.R.. Análise de pesticidas em amostras ambientais oriundas da barragem de Boa Esperança (PI/MA Brasil): avaliação preliminar. **Pesticidas: Revista de Ecotoxicologia e Meio Ambiente**, v. 12, p. 13-30. 2002.

ROSA, R.S.; MENEZES, N.A.; BRITSKI, H.A.; COSTA, W.J.E.M.; GROTH, F. Diversidade, padrões de distribuição e conservação dos peixes da caatinga. In: LEAL, I. R.; TABARELLI, M.; SILVA, J.M.C. (ed.). **Ecologia e conservação da caatinga**. Recife: Editora Universitária, 2003. p. 135-180.

TEMA DE INTERESSE: RECURSOS HÍDRICOS

AGRONEGÓCIO E CONTAMINAÇÃO DA ÁGUA NA CHAPADA DO APODI (CE)[1]

Virgínia Pinheiro Gurgel[2], Odiane de Barros da Cruz[3],
Diego Gadelha de Almeida[4], Flávia de Melo Carneiro[2]

[1]Trabalho Apresentado em congresso CONNEPI

[2]Graduandas de Tecnologia em Saneamento Ambiental – IFCE. Bolsista COGERH. E-mail: vi.gurgel@yahoo.com.br; Flavia_flemer@hotmail.com

[3]Granduanda de Tecnologia em Saneamneto Ambiental – IFCE. Bolsista CNPQ/PIBIT e-mail: odianebarrosl@gmail.com

[4]Professor do curso de Saneamento Ambiental do IFCE. email: diegogadelha@ifce.edu.br

Resumo: O presente trabalho tem como objetivo analisar os conflitos socioambientais em torno do uso e dominação da água na Chapada do Apodi (CE). A investigação privilegiou a contaminação por agrotóxicos da água que abastece a população local, impondo a privatização desse bem ambiental. Para realização da pesquisa executamos um levantamento bibliográfico, com destaque para os documentos produzidos pelo poder público, atas de audiências públicas, trabalhos de campo e entrevistas com os principais sujeitos envolvidos nos conflitos socioambientais. A pesquisa aponta que o atual processo de desenvolvimento impulsionado pelo Estado se materializam numa geografia desigual dos rejeitos e proveitos, enquanto o grande capital recebe um conjunto de infraestruturas hídricas públicas para sua reprodução e garante a sua margem ampliada de lucro, as comunidades rurais recebem um conjunto de rejeitos: contaminação por agroquímicos da água que abastece a população local.

Palavras–chave: agrotóxicos, conflitos socioambientais, saúde ambiental

INTRODUÇÃO

A produção de alimentos passou por diversas transformações na história da humanidade. A cada transformação, denominada *revolução agrícola*, a sociedade intensificou a artificialização do ecossistema, reduzindo a biodiversidade, com consequências diretas para o equilíbrio natural da fertilidade dos solos e a competição

entre os elos da cadeia alimentar. O resultado desse processo foi a necessária intervenção externa para controle de 'pragas' e reposição da fertilidade por meio de insumos químicos.

No Estado do Ceará, o processo de modernização se intensifica na década de 1990. Entre os *pontos* de modernização no território estadual, podemos citar a Chapada do Apodi que contou com a intervenção do governo federal em 1980 incentivando a inserção de empresas agrícolas nacionais e transnacionais no Perímetro Público Irrigado Jaguaribe-Apodi com destaque para os municípios de Limoeiro do Norte e Quixeré.

O modelo de produção adotado pelos pequenos, médios e grandes produtores tem na sua base o uso intenso de matéria e energia de origem sintética e natural, apropriados na forma de insumos para a produção. Entre os sintéticos, destacamos o uso de agroquímicos (fertilizantes, herbicidas, fungicidas, acaricidas etc) responsáveis por controlar desequilíbrios que foram produzidos pelo próprio padrão de produção escolhido, a monocultura de frutas tropicais que atende ao mercado interno e externo.

No presente artigo, lançaremos nosso olhar sobre os conflitos da expansão do Agronegócio no bem ambiental Água, insumo natural, usado abundantemente nesse modelo através da agricultura irrigada, que rompe com as limitações pluviométricas decorrentes do semi-árido nordestino. Esse bem tem uma dupla função na área da pesquisa: (1) irrigação da fruticultura água captada do rio Quixeré; (2) abastecimento humano de pelos menos seis comunidades rurais, que disputam o território com as empresas do agronegócio.

Entre os objetivos da pesquisa destacamos a necessidade entender o processo de dominação e privatização da água pelas empresas do agronegócio e investigar o processo de contaminação da água, decorrente da utilização de agroquímicos e seu impacto no abastecimento humano.

MATERIAL E MÉTODOS

A pesquisa, em andamento, se estrutura em duas etapas: análise documental e bibliográfica e trabalho de campo. Na primeira etapa analisamos o Plano de Gestão Participativa dos Aquíferos da Bacia Potiguar, Estado do Ceará, publicado no ano de 2009, desenvolvimento para Gerência de Estudos e Projeto – Água Subterrânea, da Companhia de Gestão dos Recursos Hídricos (COGERH), subordinada a Secretaria dos

Recursos Hídricos do Estado do Ceará. O estudo retrata o uso e apropriação do Aquífero Jandaíra, sistematizando dados sobre o número de poços, localização, vazão e demanda hídrica. O relatório também expressa dados sobre a qualidade da água do aquífero, sistematizando dados sobre a contaminação por agrotóxicos. Para avaliar a contaminação da água que abastece as comunidades rurais utilizamos os dados sistematizados no relatório de pesquisa - Estudo epidemiológico da população da região do Baixo Jaguaribe exposta à contaminação ambiental em área de uso de agrotóxicos, apoiado pelo CNPq através do Processo 409845/2006-0, 2008, produzido pelo grupo TRAMAS da Faculdade de Medicina da Universidade Federal do Ceará e pelo Laudo Nº. 702/2009, da Superintendência Estadual do Meio Ambiente (SEMACE).

A pesquisa contou também com trabalhos de campo, etapa que possibilitou uma maior aproximação com a área, contribuindo para identificar os pontos de captação e distribuição da água para abastecimento humano e aplicação de entrevistas semiestruturadas junto a lideranças comunitárias e população em geral. Destacamos, por fim, a participação em audiências públicas realizadas no município de Limoeiro do Norte, Ceará, que possibilitaram a apreensão do discurso dos diversos sujeitos sociais que disputam o território da Chapada do Apodi.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O perímetro irrigado Jaguaribe-Apodi e o território adjacente são o lócus da produção do agronegócio na Chapada do Apodi. Nos percursos do trabalho de campo e entrevistas com os sujeitos sociais podemos perceber que a instalação e consolidação da área plantada de fruticultura irrigada convivem lado a lado com comunidades rurais que ocupavam aquele território e/ou se desenvolveram e ampliaram com a dinamização econômica do local, impulsionadas pela migração de força de trabalho pelas empresas do Agronegócio que utiliza os agrotóxicos para garantir a saúde das frutas, em detrimento da saúde ambiental e da população local.

A contaminação da água utilizada para abastecimento humano e irrigação e exemplos da dominação e privatização, processos desencadeados pela dinâmica do modelo de produção adotado, o pacote da revolução verde. No que diz respeito aos riscos impostos à variável abastecimento humano, podemos destacar que seis comunidades rurais, Ipú, Maracajá, Tomé, Lagoa da Casca, Cabeça de Santa Cruz e

Macacos, totalizando mais de mil famílias, são abastecidas pela Prefeitura Municipal de Limoeiro do Norte e Quixeré com a água que circula pelos canais de irrigação implantados na década de 1980 pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS). O poder público municipal, como estratégia de economia de custos, capta água para comunidades de uma estrutura de engenharia montada para atender o agronegócio e hoje administrada pela Federação dos Irrigantes do Projeto Irrigado Jaguaribe-Apodi (FAPIJA).

A Chapada do Apodi, por suas condições geológicas-geomorfológicas não apresenta água superficial. A fonte hídrica mais próxima é o rio Quixeré, perenizado pelo Açude Castanhão. A água do rio Quixeré é bombeada para uma piscina-pulmão no alto da Chapada, cerca de 100 metros de altitude, e distribuída por gravidade, em diversos canais para fins de irrigação. Nesse percurso, foram instaladas algumas piscinas com a função de regularizar a vazão, são quatro piscinas principais, num percurso de 14 km de canais a céu aberto que correm por estradas de terra e por plantações com uso de agrotóxicos, na última piscina a prefeitura municipal, através do Serviço Autônomo de Água e Esgoto (SAAE), instalou uma casa de bombas para captar água com objetivo de abastecer as comunidades relatadas.

Segundo o relatório técnico (Nº1792/2009) da SEMACE, a água é captada na última piscina, depois de percorridos 14 km de canais abertos, e como método de tratamento, o SAAE realiza '*uma simples desinfecção, através de cloro em pastilha*', sendo a água encaminhada para um reservatório elevado para posterior distribuição à comunidade. A SEMACE coletou quatro amostras de água, nos pontos de captação e consumo final, e realisou análises laboratoriais. Das quatro amostras 3 apresentaram padrões em desacordo com a legislação.

Seria necessário avaliar a possível contaminação por agrotóxicos, já que os canais e piscinas são adjacentes a plantações que utilizam produtos químicos. Contudo, o modelo de desenvolvimento adotado no Estado do Ceará revela um contexto de fragilidade institucional do principal órgão de meio ambiente do Estado. O relatório informa, que a SEMACE não pode constatar a contaminação por agrotóxicos, já que, seu laboratório não possui capacidade técnica e operacional para efetivar as análises necessárias. Na parte de conclusão do estudo, o órgão admite o risco de contaminação por agrotóxicos da piscina que fornece água para as comunidades e a urgência de

análises para averiguação, bem como finaliza informando que tal avaliação será feita '*assim que o cromatógrafo desta Superintendência for instalado*'.

Em entrevista com as lideranças comunitárias, apreendemos que a população local, a partir do seu saber e vivência, apontam os indícios da contaminação. As entrevistas revelam que os canais abertos estão sob três tipos de pressão: (1) a lixiviação do solo, que transporta os sedimentos contaminados das áreas de cultivo adjacentes para o canal; (2) o descarte de embalagens vazias de agrotóxicos dentro do canal-piscina, bem como a limpeza de pulverizadores, com descarte da água contaminada na piscina.

A pesquisa, em andamento, do Núcleo TRAMAS da Faculdade de Medicina da Universidade Federal do Ceará (UFC), divulgada pelo Jornal Diário do Nordeste retrata o quadro de risco que a população local está exposta, "de 46 amostras do líquido para abastecimento humano, em todas foram encontrados princípios ativos que compõem diversos agrotóxicos, alguns com uso no País sendo reavaliados" (Diário do Nordeste, Caderno Cidade, 13/05/2010). Os representantes do agronegócio e a Prefeitura Municipal refutam as análises relatando a eficiência da pulverização e a impossibilidade de contaminação dos recursos hídricos da região.

Segundo dados sistematizados no relatório do Grupo Tramas, publicados por Rigotto et al (2008) os agrotóxicos mais detectados em diversos locais de coleta foram Carbaril, Procimidona, Carbofurano, Fenitrotiona, Tebuconazol, Cletodim, Tepraloxydim, Glifosato, Abamectina, Difenoconazol, Flumuioxazina, Fosetil, Ciromazina e Endosulfan, todos presentes nas monoculturas do abacaxi, melão e banana, demonstrando a relação entre expansão da fruticultura e imposição do risco as comunidades rurais da Chapada do Apodi.

Como podemos perceber no relatório, a presença de agrotóxicos está na torneira das famílias, sendo detectado inclusive em poços profundos, demarcando o potencial de dispersão desse produto químico e o risco da proximidade entre local de moradia e área de produção.

O Ministério Público Estadual (MPE) foi acionado para mediar o conflito entre SAAE e usuários da água, impondo à Prefeitura Municipal de Limoeiro do Norte a necessidade de garantir outra forma de abastecimento que eliminasse o risco de contaminação. Durante as audiências públicas realizadas no ano de 2009 e 2010, o poder público local reagia de duas maneiras: (1) negando a existência do problema,

afirmando que a água não estava contaminada, porém nunca apresentou um laudo do SAAE ou de outro órgão competente refutando os resultados dos estudos de Rigotto et al (2008; 2011) e (2) afirmando o que o município não dispõe de verbas suficientes para garantir outra forma de acesso à água, ameaçando a comunidade de suspensão do serviço de abastecimento. Em virtude da pressão social, o Ministério Público Estadual acordou com o SAAE um paliativo, o fornecimento de água por intermédio de carros-pipa, enquanto o município não captasse recurso para intervir estruturalmente no problema.

Nos primeiros meses de fornecimento, no ano de 2010, segundo entrevistas realizadas com as lideranças comunitárias, o fornecimento por carro-pipa acontecia da seguinte maneira: foram distribuídos na comunidade do Tomé, cinco caixas d'água, em pontos estratégicos e a prefeitura garantia o abastecimento regular desses depósitos. As entrevistas revelam que nos primeiros meses, significativa parcela da população se deslocava até as caixas d'água para garantir água livre de agrotóxicos. Contudo, com o passar o tempo, a 'alternativa' montada pelo poder público demonstrou sua fragilidade e incapacidade de mitigar/resolver o problema. O trabalho cotidiano de se deslocar para captar água fez com que as famílias desistissem de abastecer suas casas com a água do carro-pipa, já que continuavam recebendo-a normalmente em suas torneiras. As entrevistas revelam, também, que com o passar do tempo, o abastecimento das caixas d'água ficou irregular, comprometendo a 'alternativa' acordada entre MPE e SAAE.

A Prefeitura Municipal não apresentou oficialmente um projeto alternativo de abastecimento e a SEMACE não divulgou resultados de novas análises, nem informou oficialmente à comunidade se já contava com laboratório apto a identificar agrotóxicos na água. Constatamos um total desrespeito do poder público à Portaria 2914 de 12 de dezembro de 2011, que dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade.

A análise da Portaria revela em seu art. 5º inciso II, que para que a água seja considera potável ela não deve oferecer riscos à saúde e impõe um conjunto de obrigações aos entes da federação. No que diz respeito as competências do município, destacamos o não cumprimento do Art. 12º, que impõe ao poder público local o exercício da vigilância da qualidade da água, bem como a obrigação de garantir

informações à população sobre a qualidade da água para consumo humano e os riscos à saúde associados.

Sinalizamos algumas diretrizes e ações que o poder público, em todas suas escalas de atuação, poderia adotar para mediar o conflito socioambiental instalado nas comunidades:

(1) Zoneamento ambiental, distanciando áreas de produção e moradia, para minorar os efeitos dos agroquímicos nas comunidades que residem na chapada;

(2) Incentivo por parte do poder público de alternativas de transição agroecológica na busca de eliminar o uso de agroquímicos.

(3) Implantação de um sistema de abastecimento e tratamento de água para o consumo das populações da Chapada do Apodi por tubulações fechadas, garantindo a qualidade na prestação desse serviço básico;

(4) Fiscalização, estabelecimento de cotas e cobranças mais rigorosas pelo uso da água do aquífero por parte das grandes empresas do agronegócio;

(6) Instalação de laboratórios públicos na região com infraestrutura necessária para monitoramento da presença de resíduos de agrotóxicos na água, solo e frutas minimizando a fragilidade institucional presente;

Reconhecemos que tais ações não alteram a estrutura do problema, mas a curto e médio prazo podem contribuir para minorar os conflitos em foco. A busca por alternativas de uso do território deve ser a meta a médio e longo prazo, pensada a partir do local, incorporando os anseios das comunidades que historicamente ocupam a Chapada do Apodi.

CONCLUSÃO

Como síntese das análises em andamento, podemos apontar:

1- O funcionamento do atual padrão de produção agrícola, calcado na utilização de agroquímicos e uso excessivo de água, compromete a saúde ambiental e da população da Chapada do Apodi.

2- A política pública instalada é defendida como modelo para o (des)envolvimento local e regional sustentando-se em variáveis meramente quantitativas – número de empregos gerados, toneladas produzidas, valor exportado, PIB gerado.

Impondo uma geografia desigual dos rejeitos e proveitos. Ao capital agroindustrial – ampliação da margem de lucro; às comunidades rurais – comprometimento da saúde ambiental e da população, numa verdadeira *sangria do território*.

3- O Estado precisa atender a demanda da população local que reivindica o direito a um bem essencial à vida: água de qualidade. O adjetivo 'qualidade' é necessário, já que a água na Chapada do Apodi vem sendo privatizada e contaminada. A solução do problema passa por outra racionalidade de ocupação do território. Uma racionalidade que respeite a vida, a qualidade ambiental, que produza soberania alimentar, que coloque as comunidades rurais no centro das decisões e consecução de políticas públicas.

REFERÊNCIAS

COGERH (COMPANHIA DE GERENCIAMENTO DOS RECURSOS HÍDRICOS). *Plano de gestão participativa dos aquíferos da bacia Potiguar, Estado do Ceará*. Fortaleza-CE, 2009. (Relatório Técnico).

Diário do Nordeste. Água da Chapada está contaminada. *Diário do Nordeste.* (Caderno Cidades), 15 maio. 2010. Disponível em: http://www.diariodonordete.globo.com/materia.asp?codigo=784601>. Acesso em: 08 fev.2012.

RIGOTTO, Raquel. *Agrotóxicos, trabalho e saúde*: vulnerabilidade e resistência no contexto da modernização agrícola no Baixo Jaguaribe/CE. Ed: UFC. Fortaleza. 2011.

_____ et al. *Da primavera silenciosa às primaveras silenciadas*: Conflitos sócio-ambientais no agronegócio da fruticultura e agrotóxicos no Baixo Jaguaribe-CE. Relatório Parcial da pesquisa Estudo epidemiológico da população da região do Baixo Jaguaribe exposta à contaminação ambiental em área de uso de agrotóxicos, apoiada pelo CNPq através do Processo 409845/2006-0, 2008.

CONFERÊNCIAS

REVITALIZAÇÃO DO RIO BELÉM

Prof. Dr. Carlos Mello Garcias

Engenheiro Civil, UFPR 1975; Mestre em Recursos Hídricos e Saneamento, UFRGS, 1985. Doutor em Engenharia Civil, Planejamento e Engenharia Urbana – USP, 1992. Professor do Curso de Engenharia Ambiental e do Programa de Mestrado e doutorado em Gestão Urbana da Pontifícia Universidade Católica do Paraná.(1978 -atual).

INTRODUÇÃO

Esta em desenvolvimento na Pontifícia Universidade Católica do Paraná - PUCPR, uma pesquisa fundamentada na abordagem sistêmica de avaliação das causas e fontes da degradação das condições sanitárias e ambientais dos rios urbanos. Esta, é parte integrante de uma pesquisa organizada pela Federação Internacional de Universidades Católicas - FIUC, intitulada: *Gestión Del Água.Água, Medio Ambiente,Salud. Contribuición de las universidades católicas latinoamericanas a la proteción del água y la reducción de los riesgos relacionados com este recurso*, tendo como parceiras a Universidade Javeriana da Colombia, a Universidade Católica de Cordoba, a Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul e a Universidade Católica de Pernambuco. Cada universidade trabalha em projeto específico de sua linha de pesquisa relacionada ao tema de referência da FIUC. Todos trabalham de forma integrada e trocam experiências em reuniões periódicas de seus pesquisadores coordenados por técnicos e assessores da FIUC.

A PUCPR participa com o projeto de pesquisa que tem como referência os resultados de diversos estudos sobre esta problemática dos ambientes urbanos do Brasil em particular e do mundo em geral. São consideradas questões relevantes a forma como os ambientes urbanos se desenvolveram e principalmente o descuido com as questões de qualidade das águas dos rios que tem contato com os meios urbanos.

Dentre estas questões, se destacam: a)Ausência do consciente coletivo; b)Os Rios foram traídos; c)A natureza foi enganada; d)Os Rios foram privatizados; e)Todos os fundos de vale viraram grandes vias de escoamento do tráfego; f)Ninguém assume a culpa destes fatos; g)A cidade ficou refém dos Rios – Enchentes, desmoronamentos, assoreamentos, maus odores, doenças; h)A maioria dos rios urbanos das cidades brasileiras apresentam condições lastimáveis de qualidade.

As condições ambientais do Rio Belém, escolhido como estudo de caso para esta pesquisa, são lastimáveis e há muito tempo o Rio perdeu as características de um ambiente natural. Hoje só escoa esgotos e materiais descartados das mais diversas origens e tipos. Muitos estudos e análises já foram feitos sobre suas condições de poluição ou mesmo de aspectos hidrológicos, sendo possível até prever os próximos níveis das enchentes, que fatalmente ocorrerão nos próximos anos. Repetindo os

fenômenos ocorridos em anos anteriores, só que com níveis cada vez mais altos, atingindo sempre áreas que pareciam que estavam protegidas.

O que não foi atingido ainda foi uma ação com efetivas respostas que resultem em melhorias efetivas da qualidade de suas águas.

A pesquisa tem por objetivos gerais desenvolver estudos aplicados para o aprofundamento conceitual de ações sistematizadas e avaliadas buscando solucionar as questões identificadas nas bacias dos rios nas cidades aprimorando a participação da sociedade com o envolvimento de diversos atores nas ações voltadas para a revitalização dos rios nos ambientes urbanos. Especificamente serão desenvolvidos os seguintes estudos: a)Mapeamento georeferenciado da bacia hidrográfica; b) Caracterização do uso e ocupação da bacia em escala compatível com a atividade; c) Monitoramento da qualidade da água do curso d'água e correlação com fontes de poluição pontual e difusa; d)Caracterização da população residente na bacia hidrográfica do Rio Belém; e)Pesquisa de metodologias que priorizam a organização e difusão das informações; f)Analise das influências das leis de uso e ocupação do solo nas alterações da qualidade ambiental urbana; g) Desenvolvimento de indicadores de caracterização da performance da evolução dos efeitos das ações empreendidas; h) treinamento de colaboradores na aplicação das diversas ações de campo; i)Avalição da eficácia de projetos já existentes em instituições que atuam nesta área e que tem projetos ou programas que possam ser replicados; j) Estudo da correlacionar dos processos e fontes de poluição, buscando associar os tipos de poluição da intensidade das mesmas com o fator gerador e seus efeitos ambientais; k)Promoção de um workshop com a finalidade de debater com técnicos e a sociedade os resultados desta pesquisa e preparar o relatório final dos estudos acrescentando sugestões do workshop.

ABRANGÊNCIA DA PESQUISA

A pesquisa foi concebida de forma a envolver o maior número possível de professores e alunos dos diversos cursos ofertados pela PUCPR. E, fundamentalmente ser toda ela calcada na participação de todos os cidadãos que habitam a bacia hidrográfica do Rio Belém e que estejam envolvidos nas atividades cotidianas localizadas na bacia experimental e em todas as demais que venham a ser palco desta pesquisa.

Algumas questões, aqui arroladas sem a pretensão de esgotar as questões relevantes a serem pesquisadas, seriam:

1. Fundamentar o que são realmente Rios Urbanos;
2. Porque os rios urbanos estão poluídos;
3. Como são tratados os rios urbanos;
4. Exemplos de rios urbanos recuperados pelo mundo;
5. O que polui os rios urbanos;
6. Quem deve cuidar dos rios urbanos;
7. Onde está o meu rio;
8. O que é revitalização de rios urbanos;
9. Porque os rios foram entubados;

10. Enchentes: O caos urbano atual, pode ser evitado?
11. Rios limpos nas cidades podem vir a ser uma prioridade da sociedade?

O quadro 01 a seguir apresenta a síntese das propostas de ações que deverão ser empreendidas em toda a bacia. Estas ações deverão ocorrer simultaneamente em toda a bacia e em todos os ambientes destacados. As ações serão sempre desenvolvidas em três níveis:1.pesquisas; 2.atividades específicas em campo e 3.monitoramento (com o intuito de fornecer informações para as pesquisas e correções de rumos que forem necessários).

QUADRO Nº 01 - PLANO DE AÇÕES

Nº	LOCAL DAS AÇÕES	ESPECIFICIDADE DAS AÇÕES	ATIVIDADES
1	NO CURSO D'ÁGUA	Na água No material de fundo Com a fauna Com a flora	Determinação da qualidade da água Caracterização do material da composição do leito do rio; Avaliação da natureza da fauna do curso d'água Avaliação da flora natural do curso d'água Estruturação e aplicação de planos de recuperação da fauna do curso d'água Estruturação e implementação de plano de recuperação da flora local
2	NAS MARGENS	Mata ciliar Material das margens Usuários	Caracterização da mata original Produção de mudas da mata original Plantio da mata original Recomposição da margens Entrevistas com ocupantes das faixas de preservação permanente Promover a prática dos visinhos mais próximos das margens no zelo pela mata ciliar
3	NA BACIA	Ações nos quarteirões urbanos Com transeuntes Nas bancas de revistas Com os camelos	Desenvolver ações programadas e debatidas com os moradores dos quarteirões Entrevistas com transeuntes na promoção da participação popular na preservação da qualidade dos cursos d'água; Cadastrar e envolver os proprietários de bancas de revistas na promoção da educação ambiental na bacia

QUADRO Nº 01 - PLANO DE AÇÕES (Continuação)

Nº	LOCAL DAS AÇÕES	ESPECIFICIDADE DAS AÇÕES	ATIVIDADES
4	NAS RUAS	Com transeuntes Nos veículos Nos ônibus	Promover com os pedestres a prática de não jogar resíduos informais nas ruas Promover campanha de educação ambiental junto aos condutores de veículos Intensificar a participação do cidadão através de campanhas de educação ambiental nos transportes de massa
5	NOS TERRENOS BALDIOS	Caracterização dos lotes	Mapeamento, caracterização e geo-localização de resíduos em terrenos baldios Campanha de limpeza de terrenos baldios Campanha com a vizinhança para erradicar a deposição de lixo em locais indevidos
6	NAS DEDIFICAÇÕES	Caracterização dos resíduos produzidos nas edificações existentes e nas construções civis	Desenvolver pesquisa para classificar e quantificar resíduos informais nas coberturas das edificações Campanha de educação ambiental nas edificações Promover a prática dos cuidados nas obras de forma a não permitir que materiais de construção ou de descontrução seja levados pelas enxurradas
7	NOS QUARTEIRÕES	Caracterização do uso e ocupação do quarteirão com identificação da população	Caracterização da ocupação do quarteirão Caracterização dos usos das edificações Quantificar número de moradores do quarteirão – classificar por idade e ocupação principal Identificar junto com os moradores os problemas ambientais do quarteirão Avaliar possíveis soluções para os problemas ambientais identificados observando as causas dos mesmos Observar como o morador se identifica em relação ao Rio Belém
8	NAS PRAÇAS	Campanhas educativas	Campanhas de educação ambiental em interação com o público usuários de praças e parques;
9	NAS FAVELAS	Palestras e campanhas para melhoria da salubridade ambiental	Buscar parcerias com instituições atuantes em áreas de favelas buscando participar em atividades de conscientização ambiental;
10	NOS CORTIÇOS	Palestras e campanhas para melhoria da salubridade ambiental	Buscar parcerias com instituições atuantes em áreas de cortiços buscando participar em atividades de conscientização ambiental;
11	NO COMÉRCIO	Avaliar a existência de programas de responsabilidade socioambiental	Promover o envolvimento do comércio nas campanhas ambientais na bacia do Rio Belém

QUADRO Nº 01 - PLANO DE AÇÕES (Continuação)

Nº	LOCAL DAS AÇÕES	ESPECIFICIDADE DAS AÇÕES	ATIVIDADES
12	NAS INDUSTRIAS	Avaliar a existência de programas de responsabilidade socioambiental	Avaliar a possibilidade do envolvimento das industrias junto com comunidade em ações relacionadas ao Rio Belém Desenvolver atividades facilitadoras da integração indústria e comunidade
13	NAS ESCOLAS	Educação ambiental	Identificar todas as escolas existentes na bacia do Rio Belém Identificar em cada escola as atividades relacionadas à bacia hidrográfica do rio Belém Avaliar o conteúdo programático das disciplinas e atividades voltadas para a preservação/recuperação do Rio Belém Verificar o envolvimento escola/comunidade em ações relacionadas Rio Belém Programar ações junto aos professores e alunos Desenvolver material didático de apoio às escolas
14	NA PREFEITURA	Pesquisa nas leis e normas inserindo a variável ambiental	Observar na legislação municipal a existência de leis que regulamentam a preservação dos rios da cidade Identificar a aplicação destas leis Avaliar na mídia escrita registros de debates a respeito das ocorrências de situações associadas com a poluição e contaminação do Rio Belém
15	OBSERVAÇÕES	Registro de sugestões espontâneas dos moradores da bacia	Registrar nas atividades junto à comunidade todas as manifestações espontâneas Observar se os cidadãos identificam outras atividades nas quais já tenham participado no intuito de revitalizar o Rio Belém

SUBPROJETOS EM DESENVOLVIMENTO

Atualmente estão em desenvolvimento 18 subprojetos, conforme apresentado na Tabela 01:

Tabela 01: SUB PROJETOS EM DESENVOLVIMENTO (2012)

Nº	TÍTULO DA PESQUISA	PESQUISADORES	BOLSISTAS
1	Construção do documentário do Rio Belém	Maruza Siverio Gozer	Maruza Siverio Gozer
2	Investigação de fontes emissoras de poluentes compostos por metais pesados cádmio, chumbo e mercúrio: estudo de caso bacia do rio Belém	Profº Dr. Carlos Mello Garcias	Liz E.Cidreira
3	Concepção dos mapas e base de dados em ArcGis.	Profº. Edilberto Nunes de Moura	Juliana C. C. P. Furman
4	Avaliar a poluição difusa oriunda do lixo informal nas coberturas dos edifícios	Profº Dr. Carlos Mello Garcias	Renan K. Teixeira
5	Levantamento de dados de afluente do rio Belém em unidade piloto de lodo ativado	Profº Dr.Nei Hansen de Almeida	Denis de A. S. Nascimento
6	Análise da Função Chuva vs. Desastres Naturais (Inundação, Alagamento e Deslizamento), na Bacia Hidrográfica do Rio Belém	Profº Dr. Fabio Teodoro de Souza ;	Bruno Henrique Mariano
7	Avaliação das condições de saúde ambiental em bacias hidrográficas urbanas poluídas: Estudo de caso rio Belém – Curitiba – PR.	Profº Dr. Carlos Mello Garcias	Marina C. Gaban
8	(PIBIC) Quarteirão Ambientalmente Sustentável	Profº Dr. Carlos Mello Garcias	Prianka Pagnussatt

Tabela 01: SUB PROJETOS EM DESENVOLVIMENTO (2012) (continuação)

Nº	TÍTULO DA PESQUISA	PESQUISADORES	BOLSISTAS
9	Desenvolvimento de protótipos de circuitos envolvendo domótica como auxiliares na conscientização ambiental de alunos do ensino fundamental	Profa Dra. Lilia M. M. Siqueira,	Amadeu Marques
10	Analisar o conceito de mini cidade da sustentabilidade ambiental como educação ambiental	Profa Dra. Fabiana De Nadai Andreoli	Ana Paula C. Schimaleski
11	Desenvolvimento de tecnologia ambiental como forma de conscientização do uso racional da energia junto a alunos do ensino fundamental	Profa Dra. Lilia M. M. Siqueira,	Kamila Mayer
12	Analisar a tecnogia de reúso da água para aplicar na mini cidade da sustentabilidade ambiental	Profa Dra. Fabiana De Nadai Andreoli	Nayana Machado
13	Elaboração de um livro de poluição difusa	Prof. Dr. Carlos Mello Garcias;	Liz E. Cidreira
14	Avaliação da contribuição de poluentes difusos gerados pelos desgastes dos freios de veículos na mobilidade urbana: Estudo de caso bacia hidrográfica do rio Belém	Prof. Dr. Carlos Mello Garcias;	Bolsista: Liz E. Cidreira
15	Wetlands, uma ferramenta para gestão dos recursos hídricos no meio urbano, contribuindo para a sustentabilidade ambiental	Prof. Msc. Altair Rosa	Lohanna Carvalho
16	Análises Químicas da Água através de Kits de Campo e Laboratoriais e Estudo da Correlação e Aceitabilidade dos Resultados	Prof. Msc Jefferson Pedro Cunha	Mariana Sayori

17	**Modelagem Digital de Enchentes Devido a Deficiência da Drenagem Urbana. Estudo de Caso Bacia do Rio Belém, Curitiba, Paraná.**	**Prof. Dr. Carlos Mello Garcias**	**Alessandro Bertolino**
18	**Processos comunicativos na difusão de informações sobre rios urbanos: revitalização do rio Belém**	**Prof. Dr. Carlos Mello Garcias**	**Bruno Gabriel**

EQUIPE DO PROJETO:

A equipe de pesquisa conta atualmente com os seguintes professores e alunos de mestrado (PPGTU – Programa de pós graduação em Gestão Urbana) e graduação (ver Tabela 02):

Tabela 02: EQUIPE DO PROJETO (2012)

Nº	NOME	ATIVIDADES NO PROJETO	FORMAÇÃO	CURSO DE ORIGEM
1	Carlos Mello Garcias	Coordenação Professor	Engenheiro Civil	Engenharia Ambiental e PPGTU
2	Fabiana de Nadai Andreoli	Pesquisadora Professor	Engenheira Civil	Engenharia Ambiental
3	Harry Alberto Bollmann	Pesquisador Professor	Engenheiro Civl	Engenharia Ambiental e PPGTU
4	Edilberto Nunes Moura	Pesquisador Professor	Engenheiro Agronomo	Engenharia Ambiental
5	Jefferson Pedro Cunha	Pesquisador Professor	Quimico Industrial	Engenharia Ambiental
6	Altair Rosa	Pesquisador Professor	Engenheiro Ambiental	Engenharia Ambiental
7	Nei Hansen de Almeida	Pesquisador Professor	Engenheiro Químico	Química
8	Fabio Teodoro	Pesquisador Professor	Engenheiro Civil	Engenharia Civil e PPGTU
9	Lilia M. M. Siqueira	Pesquisadora Professor	Engenheira Elétrica	Engenharia Elétrica
10	Alessandro Bertolino	Pesquisador Aluno PPGTU	Engenheiro Ambiental	PPGTU
11	Liz E.Cidreira	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia Ambiental

Tabela 02: EQUIPE DO PROJETO (2012) (continuação)

Nº	NOME	ATIVIDADES NO PROJETO	FORMAÇÃO	CURSO DE ORIGEM
12	Renan K. Teixeira	Pesquisador	Aluno graduação	Engenharia Ambiental
13	Marina C. Gaban	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia Ambiental
14	Prianka Pagnussatt	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia Ambiental
15	Juliana C. C. P. Furman	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia ambiental
16	Denis de A. S. Nascimento	Pesuisador	Aluno graduação	Quimica
17	Amadeu Marques	Pesquisador	Aluno graduação	Engenharia Elétrica
18	Ana Paula C. Schimaleski	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia Ambiental
19	Nayana Machado	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia Ambiental
20	Kamila Mayer	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia Ambiental
21	Lohanna Carvalho	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia Ambiental
22	Mariana Sayori	Pesquisadora	Aluna graduação	Engenharia Ambiental
23	Maruza Siverio Gozer	Pesquisadora	Aluna graduação	Comunicação
24	Bruno Gabriel	Pesquisador Aluno PPGTU	Comunicação	PPGTU
25	Suyanne Tolentino de Souza	Pesquisadora Professora	Comunicação	Comunicação

PLANO DE TRABALHO

Para o desenvolvimento dos trabalhos de campo e estruturação do banco de dados da pesquisa serão necessárias as providências que seguem:

- Estruturação da planta georeferenciada da bacia;
- Organização da divisão da bacia conforme os setores censitários do IBGE;
- Construção da planta com a distribuição dos IDH's dos setores censitários do IBGE na bacia hidrográfica do ri Belém;
- Cadastros (Edificações por tipologias e usos; Escolas; Comércio; áreas invadidas; Domínio dos rios; Rios canalizados;

- Inventário de projetos e ações já realizadas na bacia do rio Belém.
- Construção e implementação de um plano de difusão do projeto;

METODOLOGIA

O desenvolvimento deste estudo estará fundamentado no método de pesquisa denominado de pesquisa-ação.

Todas as iniciativas estarão prioritariamente voltadas para ações práticas executadas no ambiente urbano limitado pelos divisores naturais da bacia hidrográfica do Rio Belém. O planejamento das ações definirá a amplitude do espaço físico de cada atividade bem como serão elaboradas as atividades específicas de ações voltadas para resultados individuais ou associados buscando melhorias no ambiente de forma a resultar nas melhorias nas águas dos rios afluentes da bacia bem como no curso d'água principal.

Para a elaboração do plano de cada ação específica será observado o parecer de toda a equipe técnica envolvida no projeto. Cada ação após sua implementação constará de um relatório detalhado das experiências adquirida na ação bem como todas as recomendações advindas destas experiências. Estas informações serão registradas em um banco de dados que servirá de base para estudos científicos em paralelo que poderão melhorar as atividades subsequentes.

Caso surjam dúvidas técnicas, estas serão reportadas a todos os membros da equipe técnica que poderá solucioná-los ou propor desenvolvimento de estudos específicos na busca de conhecimento existentes ou que requeiram pesquisas específicas que poderão ser desenvolvidas.

Para a efetivação destas ações serão convidados todos os professores e alunos da PUCPR, Estas ações serão compostas por diversos tipos de atividades tais como: Estagio supervisionado de alunos da PUCPR; Estudos técnicos que sejam desenvolvidos em estudos de iniciação científica de alunos orientados pelos professores pesquisadores da PUCPR; Dissertações de mestrado ou teses de doutorado em cursos ministrados pela PUCPR; estudos específicos que sejam desenvolvidos na bacia hidrográfica do rio Belém por parceiros do projeto.

A pesquisa será desenvolvida com base na literatura existente sobre o assunto, e a área de aplicação escolhida é a Bacia Hidrográfica do Rio Belém na Cidade de Curitiba Estado do Paraná.

Defende-se a escolha desta bacia tendo em vista sua importância na cidade de Curitiba, e principalmente devido as condições atuais da qualidade da água do Rio Belém.

Na análise das soluções serão consideradas todas as experiências existentes nas instituições que atuam na Cidade: a) Prefeitura Municipal de Curitiba – Projeto Olho D´água; b) Companhia de Saneamento do Paraná- SANEPAR- Projeto de Despoluição Ambiental (PDA); e ONGS.

Executar o cadastro de todas as atividades na bacia criando o banco de dados destas, que para o futuro poderá servir como base na análise da evolução dos alcances dos objetivos.

Vistoriar a bacia regularmente para observar e entender sua dinâmica de ocupação; e correlacionar todas as informações. Observar os resultados da pesquisa em relação aos resultados das operações de limpeza do rio nas imediações do campus da PUCPR.

Elaborar e distribuir folhetos explicativos do projeto conclamando a comunidade a participar, indicando possíveis maneiras dela se envolver e criando uma via de comunicação direta, de duas mãos, entre os pesquisadores e a comunidade;

Identificar e analisar as possíveis subdivisões, ou setores de influências ambientais sobre a bacia buscando associar suas interdependências;

Pesquisar trabalhos desta natureza e analisar possíveis metodologias aprimorando as ações empreendidas;

Obter informações sobre o sucesso de trabalhos semelhantes em rios mundialmente conhecidos e destacados pela importância de suas recuperações;

Avaliar soluções individuais em cada edificação e seu efeito sobre as possíveis melhorias ambientais de toda a área; e,.

Buscar insistentemente fundamentos científicos que resultem em informações consistentes que permitam a construção de um **Guia de Boas Práticas Ambientais em Áreas Urbanas – Na melhoria e conservação das águas.**

Esta pesquisa foi organizada para um tempo de duração de 3 anos (2011 a 2014). Este período foi definido pelo projeto de referência da FIUC que tem esta duração.

BACIA HIDROGRÁFICA DO GUAÍBA: ZONEAMENTO E EDUCAÇÃO AMBIENTAL

Dra Gerti Weber Brun - UFRS

1. Apresentação

Atualmente os recursos hídricos vêm sofrendo grande pressão devido ao aumento do consumo direto por atividades produtivas e pelo uso doméstico. Ao mesmo tempo, o retorno da água aos sistemas naturais acontece, na maioria das vezes, em condições inadequadas de qualidade. A pressão por geração de energia elétrica também vêm causando significativo impacto, através da interrupção da continuidade física dos segmentos de rio e de alterações no regime de vazão, os quais prejudicam a ictiofauna migradora e outros animais. Uma das ações de extrema importância para a recuperação do meio ambiente é a implantação de planos de gerenciamento de bacias hidrográficas que abranjam as regiões afetadas.

A Pontifícia Universidade Católica do Rio Grande do Sul (PUCRS), através do apoio e incentivo da Federação Internacional de Universidades Católicas (FIUC), desenvolve um projeto denominado Nosso Rio que visa sensibilizar as comunidades sobre a necessidade de preservar os recursos hídricos e as matas ciliares na bacia hidrográfica do Guaíba. O projeto divide-se em dois aspectos: Educação Ambiental com base na participação ativa dos alunos pertencentes às comunidades da bacia hidrográfica e Zoneamento Ambiental que visa compor um índice de adequabilidade para a bacia hidrográfica que poderá subsidiar a tomada de decisão no licenciamento de novos barramentos e a preservação das populações de peixes migradores. Os peixes migradores são conhecidos por deslocamentos consideráveis para a estimulação de seus órgãos sexuais e maturação de seus gametas. Entre os peixes migradores, destacam-se três espécies que possuem grande valor econômico e ambiental para o Rio Grande do Sul, o *Prochilodus lineatu* (grumatã), *Salminus brasiliensis* (dourado) e *Leporinus obtusidens* (piava).

As sub-bacias pertencentes à bacia do Guaíba apresentam grandes problemas de degradação ambiental, os quais se refletem diretamente na qualidade dos recursos hídricos da bacia. O estudo de cada sub-bacia no Zoneamento Ambiental juntamente com a etapa de Educação Ambiental permitirá uma análise mais refinada dos problemas ambientais da bacia como um todo.

2. Zoneamento Ambiental

A parte de Zoneamento Ambiental visa analisar e caracterizar a bacia hidrográfica do Guaíba no Estado do Rio Grande do Sul com base em parâmetros ambientais e socioeconômicos. A proposta de zoneamento ambiental, como um processo auxiliar na tomada de decisão a respeito de uma bacia hidrográfica, requer o conhecimento da realidade da área estudada através de uma base cartográfica, permitindo a escolha da melhor alternativa e definição de políticas adequadas para proteção da bacia. Por este motivo é imprescindível à obtenção de informações de boa qualidade, atuais, bem formuladas e representativas dessa realidade.

O estudo com base em levantamento e sistematização de dados a respeito de cada município pertencente à bacia hidrográfica do Guaíba utiliza critérios socioeconômicos e ambientais: PIB Agrícola por município, PIB Industrial por município, Densidade populacional, Densidade populacional rural, Coeficiente de tratamento de esgotos, Aproveitamento energético (MW), Usinas Hidrelétricas e Pequenas Centrais Hidrelétricas, Presença de dourado, Presença de piava, Presença de grumatã, Mata ciliar, Barramentos naturais, Segmentos contínuos e Monumentos naturais.

Todo o processamento de dados foi efetuado através do software Idrisi Taiga e Arc Gis no Laboratório de Tratamento de Imagens e Geoprocessamento da PUCRS. Os atributos socioeconômicos foram convertidos em imagens georreferenciadas em formato *raster (layer)* subdivididas em polígonos representativos da área de cada município, no qual cada polígono apresenta o valor do respectivo indicador. Para determinação de um índice de adequabilidade para cada segmento da bacia do Guaíba, utiliza-se um modelo conceitual materializado sob a forma de uma equação matemática. O resultado da equação irá demonstrar as áreas mais propícias e menos propícias à construção de novos barramentos hidroelétricos ao longo das bacias.

3. Educação Ambiental

A parte de educação ambiental inserida neste Projeto atua ativamente nas comunidades pertencentes à bacia analisada no zoneamento ambiental, a fim de promover a inclusão e sensibilização das pessoas nas problemáticas referentes aos recursos hídricos. Para isto foram escolhidos municípios chaves onde há trecho de rio próximo as áreas urbanas, problemas de degradação ambiental e presença de escolas Maristas e públicas. As escolas foram convidadas a participar do Projeto, sendo sua inclusão totalmente voluntária. Em cada município uma escola Marista e uma pública formam uma equipe com alunos com um ou mais professores responsáveis. Cada equipe poderá realizar um concurso para criar um nome e logotipo para sua equipe.

Cada equipe recebeu um *kit* didático (Figura 1) para efetuar coletas e análises da qualidade da água de um rio ou arroio próximo da escola a ser monitorado ao longo do Projeto. Serão analisados sete parâmetros: temperatura, pH, transparência, oxigênio dissolvido, coliformes fecais, coliformes totais e salmonela.



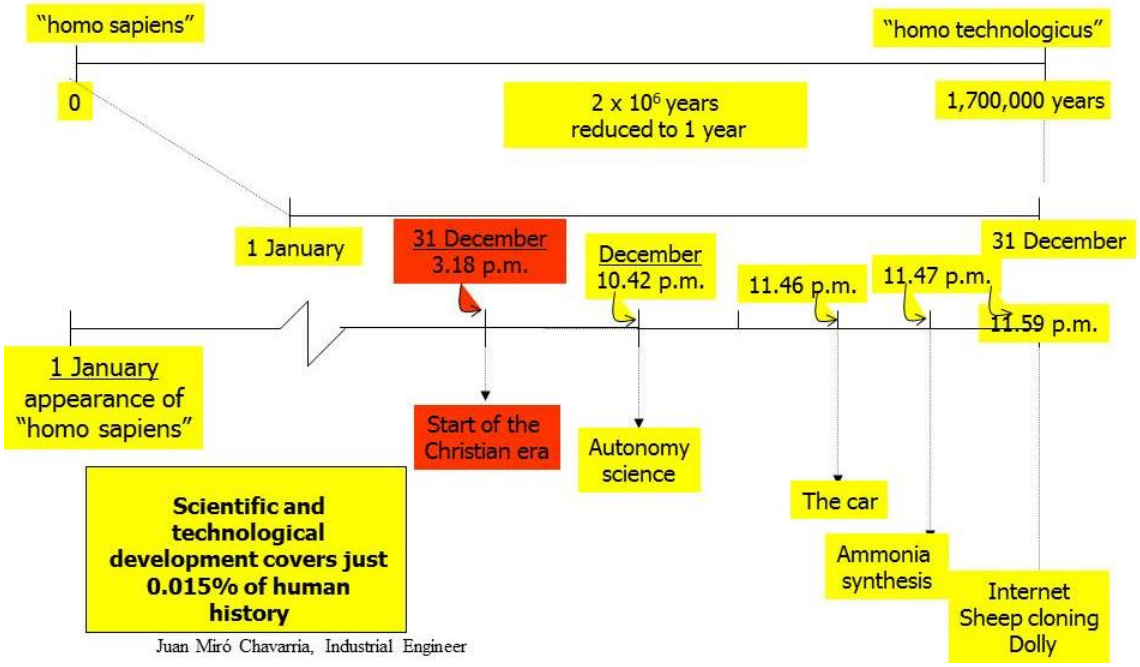
Figura 1 - *Kit* didático para análise de água

Cada escola recebeu uma visita da equipe coordenadora do Projeto visando o treinamento para a utilização do *kit* de análise e interpretação dos resultados, relacionando-os com as problemáticas ambientais presentes da região. Cada equipe será incumbida de realizar uma coleta de água mensal por um período de 10 meses em um ponto do rio ou arroio próximo a escola. Os dados obtidos serão enviados para o site do Projeto Nosso Rio, constituindo um banco de dados com todos os parâmetros analisados.

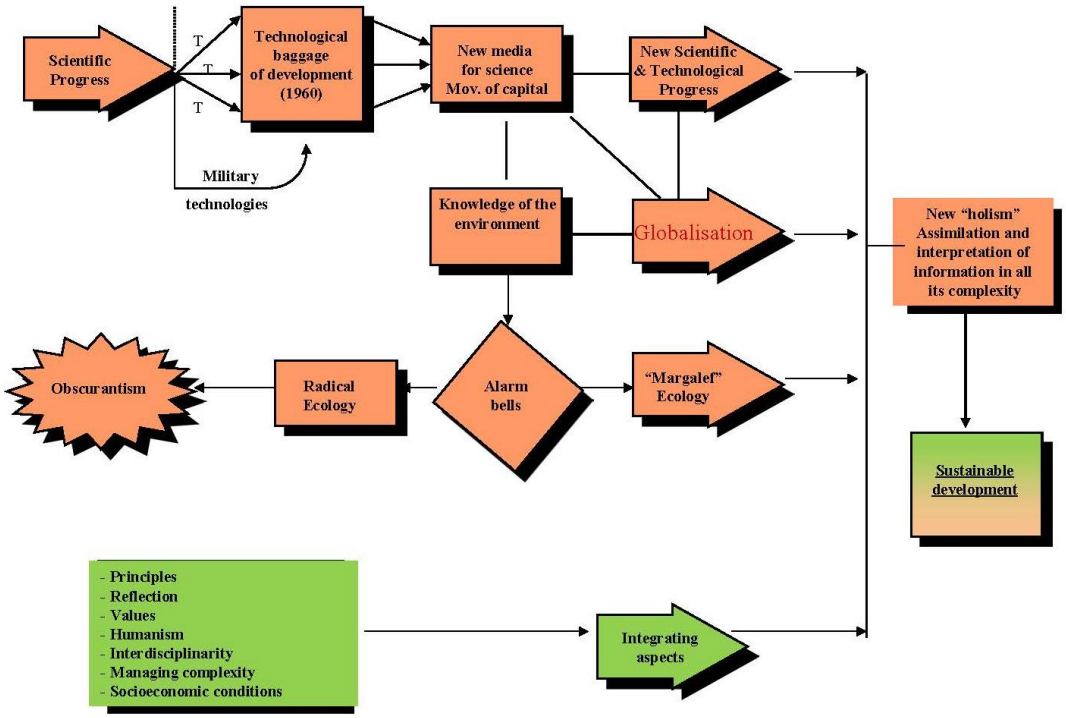
The CCR-IFCU's commitment to environmental research in developing countries

Miquel Gassiot
Universidad Ramón Llull, Barcelona (Spain)

SCIENTIFIC AND TECHNOLOGICAL DEVELOPMENT OF HUMANITY



From *Homo sapiens* to *Homo "technologicus"*: society's immaturity in contrast to the exponential development of scientific knowledge and technology



Difficulties of dialogue between the world of "*Values" and the world of science and technology*

• Mutual ignorance.
• The singularity of the scientific method.
• Scientific *truth* versus sciences of the *Truth*.
• Technology: wealth creation and service.
• Scientific knowledge and responsibility.

The CCR-IFCU's research projects

• Social Sciences
• Human Sciences
• Pedagogy
• Ethics, Philosophy and Theology
• Experimental sciences: environment 2006
• Training engineers to improve soil fertility in developing countries (2006-2009)
• Water management: water, environment and health (started in 2011)

Training engineers to improve soil fertility in developing countries (2006-2009)

Participating Universities
• Pontificia Universidad Javeriana, Bogota, Colombia
• Universidad Católica de Oriente, Rionegro, Colombia
• Universidad Católica de Pernambuco, Recife, Brazil
• Universidade Católica de Pelotas, Pelotas, Brazil
• Universidad Ramón Llull, Barcelona, Spain

Goals:
Scientific and technical goals
Selecting waste that can be used as a source of organic material for use in crop soil (municipal organic waste and biosolids).
Study of microbiological, physical, chemical and structural aspects.
Obtaining high-quality compost through biotechnology.
Field studies and studies of the yield from biotechological compost.
Using this compost to grow *Stevia rebaudiana*.
Comparative study of the different types of compost used on acidic soils and the capacity for exhausted ion exchange.
Supplying technical resources and specific training for teams that need it.

Goals:
Socioeconomic goals
To carry out an economic, social and family study of the farming communities collaborating on the project fieldwork.
To consider the possibility of alternative crops in response to future challenges.
To offer alternatives to illegal crops.

Participants from Universidad Javeriana (Bogota, Colombia)

Researchers
Adriana Matiz (coordinator), Claudia Campos, María Mercedes Salgado, Ana K. Carrascal, Jaime Casas, María F. Gutiérrez, María Ximena

Master's Degree Students
Ángela Amarillo, Edna Viviana Gutiérrez

Participants from Universidad Católica de Oriente (Rionegro, Colombia)
Researchers
Dragoberto Castro (coordinator), Juan Carlos Montoya Vivas,
Raquel Serna, Eduardo Pinzón

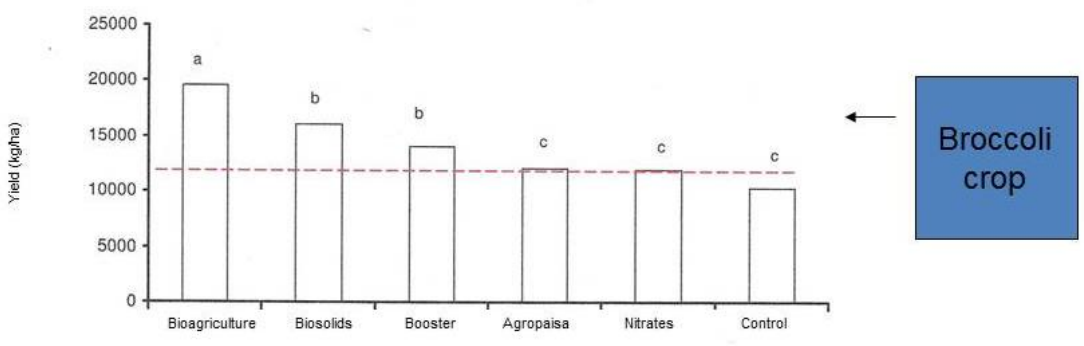
Students
Luz Stella, Alejandra Zuloaga

Participants from Universidad Ramón Llull (Barcelona, Spain)
Researchers:
F. Broto, G. Mejia and M. Gassiot

Participants from Universidade Católica de Pernambuco (Recife, Brazil)
Researchers
Arminda Saconi Messias (coordinator), Alexandra Amorin Salgueiro, Aline Elesbao de Nacimiento, Carlos Alberto Alves da Silva, Cyntia Xavier de Carvalho, Eliane Cardoso de Vanceslaos, Galba Maria de Campos Takaki, Joaquim Romao Teodoro de Oliveira, José Maricio Pereira, Leonie Asfora Sarubbo, Silvio Romero Ferreira de Melo, Valdemir Alexandre dos Santos. Students: (Master's degree students) Rafael Barboza Sá Leitao, Rosinete Cardoso Ferreira, Adilson Bezerra da Silva, Maria dos Antojos de Jesus Barros Lopes, Bruno Esteves Maestrado Távora, Celia Maria Alves Feitosa and Cintya Rodriguez Monte and degree students.

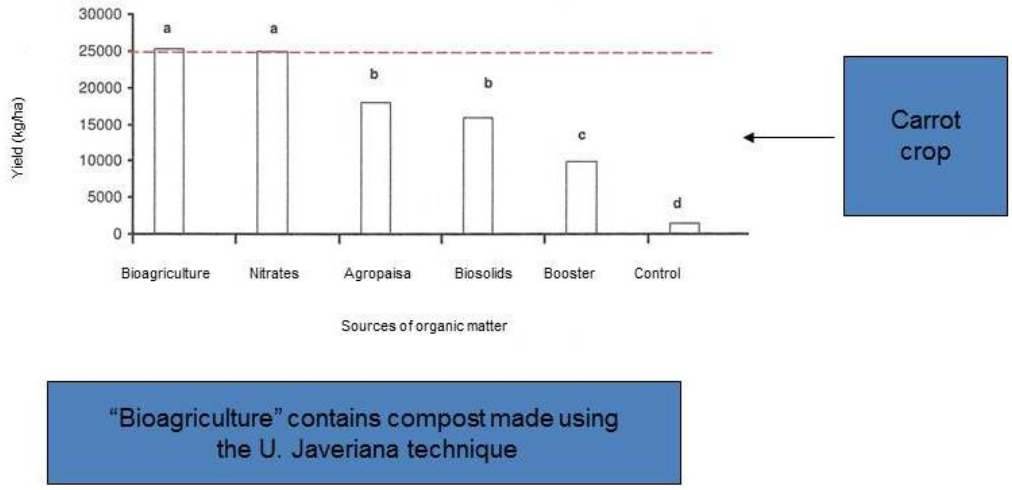
Participants from Universidade Católica de Pelotas (Rio Grande do Sul, Brazil)
Researchers
Lucio André de Oliveira Fernández and Luciana Bizca Dode (coordinators), Jander Luis Fernández Monks, Marcelo Dutra, William Peres, Tânia Maria Moraes and Eunice Mereb. Students: Carla Klumb Ferreira, Elvio Ricardo Porto, Silvela Arina Avila
Julio Amarat Xavier, Renata Pinto Albert, Simaia Figueredo Ferreira

Achievements (scientific and technical)
• **High-quality compost produced:** U. Javeriana has managed to produce this compost using a thermophilic inoculated biotechnological compost. The process is carried out at 70.8ºC, which is quicker and helps reduce pathogens.
• **Use of this compost:** U. Javeriana and U. Católica de Oriente



Achievements (scientific and technical)

• **Uses of this compost:** U. Javeriana and U. Católica de Oriente



Achievements (scientific and technical)

• **Uses of the inoculated compost.** U. Javeriana has produced this kind of compost using municipal organic waste from Villavicencio and has used it to grow *Stevia rabaudiana* in Puerto Lopez with the following results:

***Stevia* harvest with compost (30 tonnes/ha): 1538 kg/ha**

***Stevia* harvest without compost: 477 kg/ha**

• **Oil palm crop.**

Results:

Use of **15 to 30 tonnes/ha** of inoculated compost **produces the same yield as synthetic fertiliser (N-P-K-Mg) in a proportion of kg/ha.**

• **We have found that this inoculated compost is free of pathogens:** *Salmonella* sp.*;* less than 1000 faecal coliform bacteria/g, etc.

Achievements (scientific and technical)

• **Study of sludge or biosolids.** U. Católica de Pernambuco has carried out trials with proportions of 0, 25, 50 and 75 tonnes biosolids/ha of soil. The crops are: green beans, peppers and açai palm. The conclusion reached is that the **best proportion is 25 to 50 tonnes/ha.**

• **The study of biosolids from a water purification plant** has produced very interesting details about soils to which these biosolids are added with reference to their physiochemical, microbiological and geotechnical characteristics.

The *Eisenia foetida* worm has been successfully used in biosolid composting.

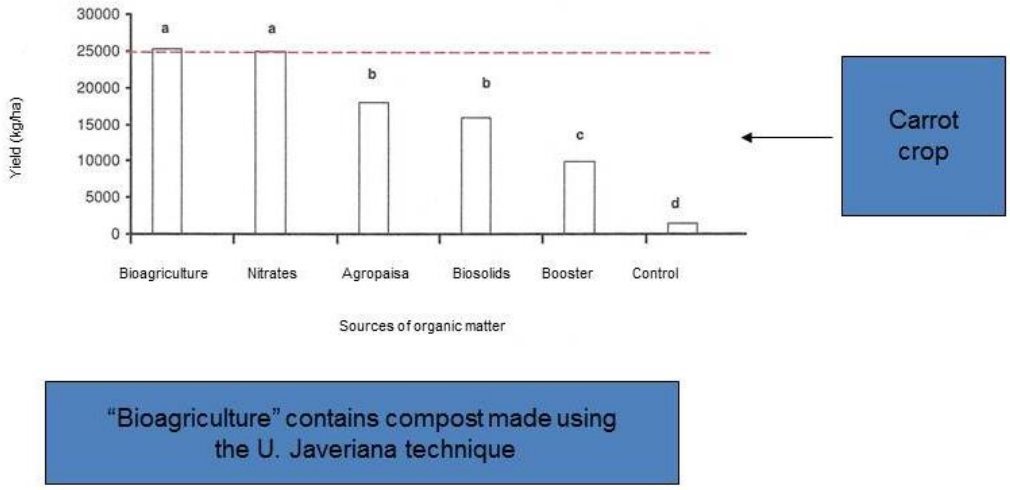
Achievements (university collaboration)

• **Making the project known in the participating universities.** The list of all those who have taken part in this work: lecturers, researchers, collaborators and students **totals 125 people** who participated, were trained and learned about the IFCU through this project.

• If we added the farmers and engineers involved in the fieldwork to this figure there would be **far more than 125.**

• **An international and intercontinental network of scientific collaboration has been set up** between the participating universities.

Achievements (scientific and technical)
• **Uses of this compost:** U. Javeriana and U. Católica de Oriente

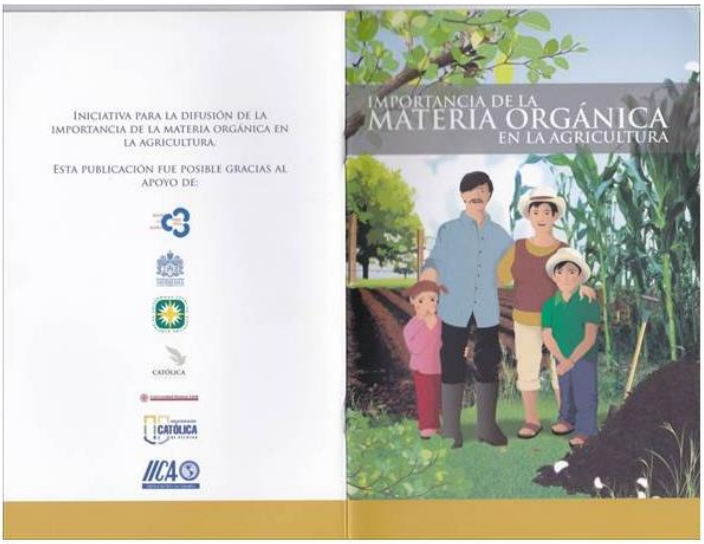


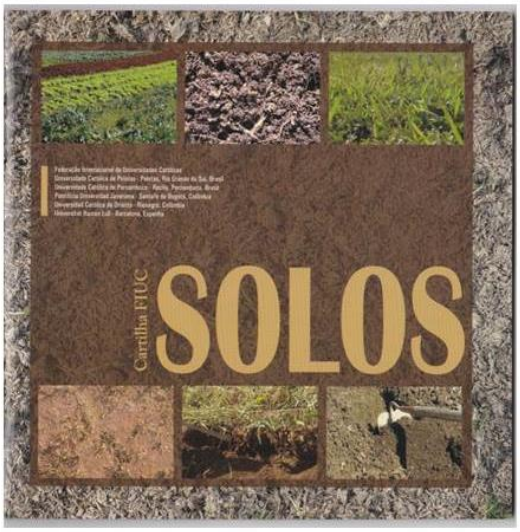
Achievements (scientific and technical)

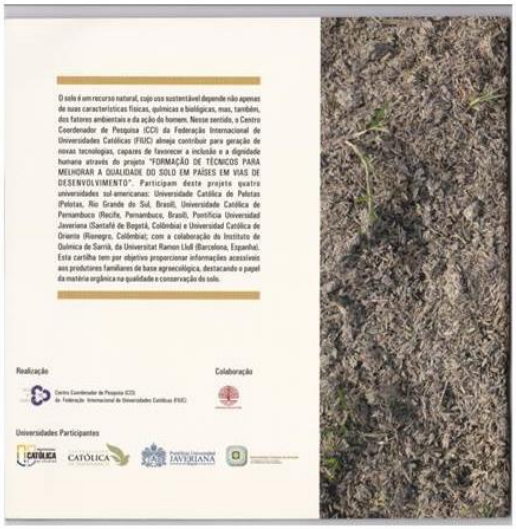
• **Uses of the inoculated compost.** U. Javeriana has produced this kind of compost using municipal organic waste from Villavicencio and has used it to grow *Stevia rabaudiana* in Puerto Lopez with the following results:
***Stevia* harvest with compost (30 tonnes/ha): 1538 kg/ha**
***Stevia* harvest without compost: 477 kg/ha**
• **Oil palm crop.**
Results:
Use of **15 to 30 tonnes/ha** of inoculated compost **produces the same yield as synthetic fertiliser (N-P-K-Mg) in a proportion of kg/ha.**
• **We have found that this inoculated compost is free of pathogens:** *Salmonella* sp.*;* less than 1000 faecal coliform bacteria/g, etc.

Achievements (scientific and technical)
• **Study of sludge or biosolids.** U. Católica de Pernambuco has carried out trials with proportions of 0, 25, 50 and 75 tonnes biosolids/ha of soil. The crops are: green beans, peppers and açai palm. The conclusion reached is that the **best proportion is 25 to 50 tonnes/ha.**
• **The study of biosolids from a water purification plant** has produced very interesting details about soils to which these biosolids are added with reference to their physiochemical, microbiological and geotechnical characteristics.
The *Eisenia foetida* worm has been successfully used in biosolid composting.

Achievements (university collaboration)
• **Making the project known in the participating universities.** The list of all those who have taken part in this work: lecturers, researchers, collaborators and students **totals 125 people** who participated, were trained and learned about the IFCU through this project.
• If we added the farmers and engineers involved in the fieldwork to this figure there would be **far more than 125.**
• **An international and intercontinental network of scientific collaboration has been set up** between the participating universities.


INICIATIVA PARA LA DIFUSIÓN DE LA IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN LA AGRICULTURA.
ESTA PUBLICACIÓN FUE POSIBLE GRACIAS AL APOYO DE:
CATÓLICA
IICA
IMPORTANCIA DE LA MATERIA ORGÁNICA EN LA AGRICULTURA


Cartilha FIUC
SOLOS


O solo é um recurso natural, cujo uso sustentável depende não apenas de suas características físicas, químicas e biológicas, mas, também, dos fatores ambientais e da ação do homem. Nesse sentido, o Centro Coordenador de Pesquisa (CCI) da Federação Internacional de Universidades Católicas (FIUC) almeja contribuir para geração de novas tecnologias, capazes de fevorecer a inclusão e a dignidade humana através do projeto "FORMAÇÃO DE TÉCNICOS PARA MELHORAR A QUALIDADE DO SOLO EM PAÍSES EM VIAS DE DESENVOLVIMENTO". Participam deste projeto quatro universidades sul-americanas: Universidade Católica de Pelotas (Pelotas, Rio Grande do Sul, Brasil), Universidade Católica de Pernambuco (Recife, Pernambuco, Brasil), Pontifícia Universidad Javeriana (Santafé de Bogotá, Colômbia) e Universidad Católica de Oriente (Rionegro, Colômbia); com a colaboração do Instituto de Química de Sarriá, da Universitat Ramon Lull (Barcelona, Espanha). Esta cartilha tem por objetivo proporcionar informações acessíveis aos produtores familiares de base agroecológica, destacando o papel da matéria orgânica na qualidade e conservação do solo.
Realização
Colaboração
Universidades Participantes
CATÓLICA
JAVERIANA


ISSN 0039-7695
Revista
SymposiuM
Resíduos tratados de esgoto ganham utilidade em manejos agrícolas
Número Especial com a publicação de pesquisas do projeto internacional "Formación de técnicos para mejorar la fertilidade del suelo em países en vías de desarrollo", do Centro Coordinador de La Investigación (CCI) de la Federación Internacional de Universidades Católicas (FIUC)

Water management: Water, the environment and health (project started in October 2011)
Water management

Participating universities:
• Universidade Católica de Pernambuco, Recife, Brazil.
• Universidade Católica do Parana, Curitiba, Brazil.
• Universidade Católica do Rio Grande do Sul, Porto Alegre, Brazil.
• Pontificia Universidad Javeriana, Bogota, Colombia.
• Universidad Católica de Córdoba, Cordoba, Argentina.
• Universidad Ramón Llull de Barcelona, Spain.

Project kick-off meeting: 3 and 4 October 2011 in Río de Janeiro

Goals
- To create a framework document to facilitate effective collaboration between the participating universities, which is sufficiently broad to cover the specific problems and challenges each university will face.
- A unique contribution from each participant in the project in accordance with specific water-related problems in each university's region. Pooling and transferring information, specialised know-how, technologies and tools between participating universities.
- Environmental sustainability training in water use by the corresponding university communities.

Drafting the *Framework Document or State of the art* (1)
• Chemistry and physics of water: The water cycle.
• Availability: surface water, seawater, coastal water and groundwater.
• Hydrography of the participating teams' regions.
• Drinking water: drinking water treatment and regulations.
• Sewage: regulations
• Irrigation water: regulations.

Drafting the *Framework Document* or *State of the art* (2)
• Groundwater
• Seawater
• Water and energy
• Glossary

Coordinating researchers from each university
Universidade Católica de Pernambuco
Arminda Saconi.
Universidade Católica do Paraná.
Carlos Mello.
Universidade Católica do Rio Grande do Sul
Betina Bloctein.
Pontificia Universidad Javeriana
Claudia Campos and Carlos Daza.
Universidad Católica de Córdoba
Maria Alejandra Bustamante and Adriana Welter.
Universidad Ramón Llull
Miquel Gassiot

Initial partial results presented in the meeting on 5 and 6 October 2012 at Universidad Católica de Córdoba

• **Presentation of the document:** *State of the art in correct management of fresh water as a public good that must be sustainable.* **Presented by Dr Claudia Campos and Dr Armida Saconi with contributions from all participating universities.**

• **Presentation of a** *Glossary of terms.*

• **Presentation of progress reports on the specific contributions from participating universities.**

Progress reports:

• **Universidade Católica do Rio Grande do Sul:** *Ideal environmental design for the location and distribution of dams in the Yacuy river basin.* Presentation by Prof. Nelson Ferreira.

• **Universidade Católica do Parana:** *Revitalisation of the Belem river, which the university campus is in the basin of.* Presentation by Prof. Carlos Mello.

• **Universidade Católica de Pernambuco:** *Socio-environmental study of the Capibaribe river basin and study of the "Moringa oleifera" species in water clarification*. By Prof. Arminda Saconi

• **Pontificia Universidad Javeriana, Bogota:** *Assessment of the "Fenton" process through photocatalysis with titanium bioxide using activated carbon sourced from plants to eliminate organic matter from sewage.* By Prof. Carlos Daza.

• **Universidad Católica de Córdova:** *Decontamination of sewage dumped in San Roque lake. Pilot plant to purify sewage with 'biodiscs'.* By Prof. Alejandra Bustamante and Prof. Adriana Werter.

Decisions taken:

• **To standardise chemical and biological analytical methods.**

• **To carry out all possible intercalibrations.**

• **To finish the document:** *State of the art in correct management of fresh water as a public good that must be sustainable.* To consider publishing this interesting report internationally as an initial result of the project.

• **Next project meeting:** Universidad Javeriana de Bogotá, October this year.









Catholic Universities are an exceptional place for dialogue

- Commitment to collaboration and service at all levels (booklets).
- Serving communities takes priority over the researchers' CVs.
- The nature and quality of the results obtained with reference to the financial resources invested.
- Keywords: **Excellence and generosity**