

Engenharia Sanitária e Ambiental: Tecnologias para a Sustentabilidade 2

Alan Mario Zuffo
(Organizador)



Alan Mario Zuffo

(Organizador)

Engenharia Sanitária e Ambiental: Tecnologias para a Sustentabilidade 2

Atena Editora
2019

2019 by Atena Editora

Copyright © da Atena Editora

Editora Chefe: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

Diagramação e Edição de Arte: Lorena Prestes e Karine de Lima

Revisão: Os autores

Conselho Editorial

- Prof. Dr. Alan Mario Zuffo – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Álvaro Augusto de Borba Barreto – Universidade Federal de Pelotas
Prof. Dr. Antonio Carlos Frasson – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Antonio Isidro-Filho – Universidade de Brasília
Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa
Prof. Dr. Constantino Ribeiro de Oliveira Junior – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná
Prof. Dr. Darllan Collins da Cunha e Silva – Universidade Estadual Paulista
Profª Drª Deusilene Souza Vieira Dall’Acqua – Universidade Federal de Rondônia
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia
Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice
Profª Drª Juliane Sant’Ana Bento – Universidade Federal do Rio Grande do Sul
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense
Prof. Dr. Jorge González Aguilera – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul
Profª Drª Lina Maria Gonçalves – Universidade Federal do Tocantins
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte
Profª Drª Paola Andressa Scortegagna – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande
Profª Drª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)

E57 Engenharia sanitária e ambiental [recurso eletrônico]: tecnologias para a sustentabilidade 2 / Organizador Alan Mario Zuffo. – Ponta Grossa (PR): Atena Editora, 2019. – (Engenharia Sanitária e Ambiental; v. 2)

Formato: PDF

Requisitos do sistema: Adobe Acrobat Reader.

Inclui bibliografia

ISBN 978-85-7247-250-0

DOI 10.22533/at.ed.500191104

1. Engenharia ambiental. 2. Engenharia sanitária.
3. Sustentabilidade. I. Zuffo, Alan Mario.

CDD 628

Elaborado por Maurício Amormino Júnior | CRB6/2422

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores.

2019

Permitido o download da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

www.atenaeditora.com.br

APRESENTAÇÃO

A obra “*Engenharia Sanitária e Ambiental Tecnologias para a Sustentabilidade*” aborda uma série de livros de publicação da Atena Editora, em seu II volume, apresenta, em seus 22 capítulos, os conhecimentos tecnológicos da engenharia sanitária e ambiental.

As Ciências estão globalizadas, englobam, atualmente, diversos campos em termos de pesquisas tecnológicas. Com o crescimento populacional e a demanda por alimentos tem contribuído para o aumento da poluição, por meio de problemas como assoreamento, drenagem, erosão e, a contaminação das águas pelos defensivos agrícolas. Tais fatos, podem ser minimizados por meio de estudos e tecnologias que visem acompanhar as alterações do meio ambiente pela ação antrópica. Portanto, para garantir a sustentabilidade do planeta é imprescindível o cuidado com o meio ambiente.

Este volume dedicado à diversas áreas de conhecimento trazem artigos alinhados com a Engenharia Sanitária e Ambiental Tecnologias para a Sustentabilidade. A sustentabilidade do planeta é possível devido o aprimoramento constante, com base em novos conhecimentos científicos.

Aos autores dos diversos capítulos, pela dedicação e esforços sem limites, que viabilizaram esta obra que retrata os recentes avanços científicos e tecnológicos, os agradecimentos do Organizador e da Atena Editora.

Por fim, esperamos que este livro possa colaborar e instigar mais estudantes e pesquisadores na constante busca de novas tecnologias para a Engenharia Sanitária e Ambiental, assim, garantir perspectivas de solução de problemas de poluição dos solos, rios, entre outros e, assim garantir para as atuais e futuras gerações a sustentabilidade.

Alan Mario Zuffo

SUMÁRIO

CAPÍTULO 1	1
A INFLUÊNCIA DAS ANOMALIAS DE TEMPERATURA DA SUPERFÍCIE DO MAR SOBRE A PRECIPITAÇÃO DO NORDESTE DO BRASIL	
Luanny Gabriele Cunha Ferreira Alexandre Kemenes	
DOI 10.22533/at.ed.5001911041	
CAPÍTULO 2	9
ADSORÇÃO DE CORANTES TÊXTEIS UTILIZANDO A CASCA DA CASTANHA DO PARÁ	
Jordana Georjin Letícia de Fátima Cabral de Miranda Paola Rosiane Teixeira Hernandes Daniel Allasia Guilherme Luiz Dotto	
DOI 10.22533/at.ed.5001911042	
CAPÍTULO 3	16
AGRICULTURA: UMA ALTERNATIVA PARA O USO DO LODO GERADO NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE IBEROSTAR NA REGIÃO METROPOLITANA DE SALVADOR-BA	
Iolanda de Almeida Bispo Sheila dos Santos Almeida Selma Souza Alves	
DOI 10.22533/at.ed.5001911043	
CAPÍTULO 4	32
ANÁLISE DA DEGRADAÇÃO DOS MANGUEZAIS NA CAPITAL SERGIPANA	
Fabrícia Vieira Vanessa Guirra Almeida Paulo Sérgio de Rezende Nascimento	
DOI 10.22533/at.ed.5001911044	
CAPÍTULO 5	38
ANÁLISE DO DESCARTE INADEQUADO DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL E DEMOLIÇÃO EM TERRENOS BALDIOS NO MUNICÍPIO DE ALAGOINHAS - BA	
Crislane Santos Nascimento Amanda Pereira Bispo Rêgo Crisliane Aparecida Pereira dos Santos David Brito Santos Junior Hebert França Oliveira Leidiane de Jesus Santana Renato Santos da Silva	
DOI 10.22533/at.ed.5001911045	
CAPÍTULO 6	45
ANÁLISE DO SANEAMENTO BÁSICO NO CONJUNTO COHAB EM ICOARACI NO MUNICÍPIO DE BELÉM-PA	
Lucas Cortinhas Cardoso Ferreira Helenice Quadros de Menezes	
DOI 10.22533/at.ed.5001911046	

CAPÍTULO 7	53
ANÁLISE E MAPEAMENTO DE REGIÕES DE DESPEJO DE EFLUENTES NO RIO POXIM POR MÉTODOS DE GEOPROCESSAMENTO NA CAPITAL SERGIPANA	
José Alves Bezerra Neto Nicole Príncipe Carneiro da Silva Paulo Sérgio de Rezende Nascimento	
DOI 10.22533/at.ed.5001911047	
CAPÍTULO 8	61
APA DA FAZENDINHA: CONSCIENTIZAÇÃO DOS PROBLEMAS AMBIENTAIS LOCAIS POR PARTE DOS MORADORES ENTRE OS ANOS DE 2013 A 2015	
Pedro Ribeiro da Silva Neto Tatiana Santos Saraiva Bruno Alves Lima Porto	
DOI 10.22533/at.ed.5001911048	
CAPÍTULO 9	66
ARMAZENAMENTO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM AQUÍFEROS DO AGRESTE SERGIPANO: ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DAS POTENCIALIDADES HÍDROGEOLÓGICAS POR TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO	
Nicole Príncipe Carneiro da Silva Ana Karolyne Fontes Andrade Paulo Sérgio de Rezende Nascimento	
DOI 10.22533/at.ed.5001911049	
CAPÍTULO 10	75
AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE ANTIOXIDANTE DO EXTRATO DE <i>Euphorbia tirucalli</i> Linneau NA PRODUÇÃO DO BIODIESEL DE SOJA	
William Frederick Schwanz Kiefer Yvanna Carla de Souza Salgado José Osmar Castagnolli Junior Maria Elena Payret Arrua Sandra Regina Masetto Antunes	
DOI 10.22533/at.ed.50019110410	
CAPÍTULO 11	91
AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ELETRODIÁLISE NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DO SETOR DE GEMAS	
Maria de Lourdes Martins Magalhães Simone Stülp Eduardo Miranda Ethur Verônica Radaelli Machado	
DOI 10.22533/at.ed.50019110411	
CAPÍTULO 12	102
AVALIAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E COMPOSTOS NITROGENADOS EM <i>WETLANDS</i> COMO ALTERNATIVA NO PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO	
Isadora Godoy Brandão Beatriz Santos Machado Juliane Gonçalves da Silva	
DOI 10.22533/at.ed.50019110412	

CAPÍTULO 13 112

AVALIAÇÃO DA REDUÇÃO FOTOCATALÍTICA DE $HgCl_2$, EM FASE AQUOSA, POR ZNO E TiO_2 COMERCIAIS ATIVADOS POR RADIAÇÃO ARTIFICIAL OU SOLAR

Ana Letícia Silva Coelho
Giane Gonçalves Lenzi
Luiz Mário de Matos Jorge
Onélia Aparecida Andreo dos Santos

DOI 10.22533/at.ed.50019110413

CAPÍTULO 14 119

AVALIAÇÃO DE ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NA AVENIDA LITORÂNEA, SÃO LUÍS/MA

Karla Bianca Novaes Ribeiro
Karine Silva Araujo
James Werllen de Jesus Azevedo

DOI 10.22533/at.ed.50019110414

CAPÍTULO 15 127

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM UMA USINA DE ASFALTO LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE RECIFE-PE

Júlio César Pinheiro Santos

DOI 10.22533/at.ed.50019110415

CAPÍTULO 16 134

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS: UM ESTUDO DE CASO NO AÇUDE GRAVATÁ, MUNICÍPIO DE SERRINHA-BA

Gilberto Ferreira da Silva Neto
Maria Auxiliadora Freitas dos Santos
Jackeline Lisboa Araújo Santos
Marcio Ricardo Oliveira dos Santos
Istefany Oliveira de Santana Lima

DOI 10.22533/at.ed.50019110416

CAPÍTULO 17 142

AVALIAÇÃO DO PADRÃO COMERCIAL DA GÉRBERA ESSANDRE SOB APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO

Pedro Henrique Máximo de Souza Carvalho
João Vitor Máximo de Souza Carvalho

DOI 10.22533/at.ed.50019110417

CAPÍTULO 18 148

BACIA DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO: UMA ALTERNATIVA VIÁVEL PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES EM ZONAS RURAIS

Heitor Soares Machado
Saulo Paulino Salgado
Luiz Gomes Ferreira Junior
Andréia Boechat Delatorre
Bárbara Diniz Lima
Antônio Delfino de Jesus Junior
Wellington Pacheco David

DOI 10.22533/at.ed.50019110418

CAPÍTULO 19	163
BALNEABILIDADE DA PRAIA DE ONDINA_ UM ESTUDO SOBRE A INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO E A RELAÇÃO COM O SANEAMENTO BÁSICO	
Luciano da Silva Alves	
Laís Lage dos Santos	
Catiana da Silva Alves	
Ivo Cruz Teixeira	
DOI 10.22533/at.ed.50019110419	
CAPÍTULO 20	172
BARREIRAS DE PROTEÇÃO EM SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO – UMA EXPERIÊNCIA NA DIRETORIA DE OPERAÇÃO DO INTERIOR DA EMBASA	
João Marcelo Gonçalves Coelho	
Itaiara Sá Marques	
Ricardo de Macedo Lula Silva	
Alex Oliveira Cruz	
Márcio Santana Rocha de Souza	
DOI 10.22533/at.ed.50019110420	
CAPÍTULO 21	182
BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE EFLUENTES DA AGROINDÚSTRIA ACEROLEIRA	
Nayara Evelyn Guedes Montefusco	
Andreza Carla Lopes André	
Patrícia da Silva Barbosa	
Ruanna Souza Matos	
Miriam Cleide Cavalcante de Amorim	
DOI 10.22533/at.ed.50019110421	
CAPÍTULO 22	194
BIOENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM SEMENTES DE <i>Lactuca sativa</i> UTILIZANDO O SULFATO FERROSO	
Geórgia Peixoto Bechara Mothé	
Camila de Miranda Pereira Corrêa	
Glacielen Ribeiro de Souza	
Jader José dos Santos	
Ruann Carlos Marques Rodrigues da Silva	
Aline Chaves Intorne	
DOI 10.22533/at.ed.50019110422	
SOBRE O ORGANIZADOR	200

A INFLUÊNCIA DAS ANOMALIAS DE TEMPERATURA DA SUPERFÍCIE DO MAR SOBRE A PRECIPITAÇÃO DO NORDESTE DO BRASIL

Luanny Gabriele Cunha Ferreira

Engenheira Agrônoma, Mestranda em Recursos Hídricos, Universidade Federal do Pará
Belém-PA

Alexandre Kemenes

Doutor em Biologia de Água Doce e Pesca Interior, Pesquisador A da Embrapa Meio-Norte (UEP-Parnaíba)
Parnaíba-PI

RESUMO : As anomalias de temperatura da superfície do mar, acopladas aos sistemas atmosféricos, regulam a disponibilidade hídrica no Nordeste Brasileiro. Nos últimos anos, o processo de mudanças climáticas potencializou os efeitos desses eventos, gerando grande irregularidade espacial e temporal no regime pluviométrico da região. O objetivo desse estudo foi investigar a influência das anomalias de TSM sobre as chuvas do interior da região Nordeste do Brasil. Foram avaliadas 21 estações meteorológicas em seis estados do Nordeste (Piauí, Ceará, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Bahia). Obtidos dados médios mensais de precipitação, de 1998 a 2015, do INMET (Instituto Nacional de Meteorologia). Médias mensais das anomalias da Temperatura do Mar (TSM), das regiões de El Niño (1+2, 3, 3.4 e 4) no Oceano Pacífico

Equatorial, e regiões do Atlântico Norte (TNAI) e Atlântico Sul (TSAI) no Oceano Atlântico Tropical, foram obtidas junto à NOAA (National Oceanic and Atmospheric Administration). A correlação estatística de *Pearson* mostrou que as anomalias de temperatura da superfície do mar, interferem diretamente no regime pluviométrico do Nordeste brasileiro, principalmente o resfriamento do Atlântico Sul.

PALAVRAS-CHAVE: anomalias de TSM; eventos climáticos extremos; índice pluviométrico, Nordeste brasileiro.

ABSTRACT: Sea surface temperature anomalies coupled to atmospheric systems regulate water availability in the Brazilian Northeast. In recent years, the presence of climate change has potentiated the effects of events occurring on a synoptic scale, generating spatial and temporal irregularities in the rainfall regime in the region. The objective of the study was to investigate the influence of SST anomalies on the pluviometric regime in northeastern Brazil. Twenty - one meteorological stations from six states of Northeast Brazil (Piauí, Ceará, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte and Bahia) were evaluated. Data were obtained from monthly averages of precipitation, from 1998 to 2015, from INMET (National Meteorological Institute) stations through the institutional website. Monthly averages of Sea

Temperature anomalies (SST), El Niño regions (1 + 2, 3, 3.4 and 4) in the Equatorial Pacific Ocean, and the North Atlantic (TNAI) and South Atlantic (TSAI) regions in the Ocean Atlantic Ocean were obtained through the NOAA website (National Oceanic and Atmospheric Administration). Pearson's statistical correlation showed that sea surface temperature anomalies directly interfere in the pluviometric regime of the Brazilian Northeast, influenced mainly by the cooling of the South Atlantic.

KEYWORDS: SST anomalies; effects of climate; rainfall index.

1 | INTRODUÇÃO

Nos últimos anos vêm aumentando a frequência de secas e enchentes, em todo o mundo, demonstrando que os eventos interanuais e decadais que ocorrem em escala sinótica, acoplados as mudanças climáticas, vem se tornando cada vez mais frequentes e intensos (MARENGO et al., 2016). As chuvas são fenômenos de alta frequência, porém apresentam uma grande variabilidade em seu regime e distribuição na região nordestina, dificultando a conservação do volume dos reservatórios e a demanda energética e alimentar da sociedade (SILVA et al., 2017). A grande variabilidade climática do regime pluviométrico no Nordeste brasileiro, pode estar sendo influenciado por anomalias da temperatura da superfície do mar (TSM), tais como: El Niño, La Niña, Temperatura do Atlântico Norte (TNAI) e Temperatura do Atlântico Sul (TSAI), mas, também à circulação atmosférica regional e outros fenômenos de escala sinótica (FERREIRA e KEMENES, 2017). Este trabalho tem como objetivo investigar a influência das anomalias de TSM sobre o regime pluviométrico no nordeste do Brasil.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

- Área de estudo: Foram avaliadas 21 estações meteorológicas de seis estados da região Nordeste do Brasil (Piauí, Ceará, Pernambuco, Paraíba, Rio Grande do Norte e Bahia), sendo cinco estações para cada um destes estados, com exceção da Bahia, onde somente uma estação foi estudada (Figura 1). Entre 1998 e 2015, foram obtidos dados de médias mensais de precipitação das estações, no site do Instituto Nacional de Meteorologia-INMET (www.inmet.gov.br). Médias mensais das anomalias da Temperatura da Superfície do Mar (TSM), das regiões de El Niño (1+2, 3, 3.4 e 4) no Oceano Pacífico Equatorial, e das regiões do Atlântico Norte (TNAI) e Atlântico Sul (TSAI) no Oceano Atlântico Tropical foram obtidas através do site da National Oceanic and Atmospheric Administration (NOAA) (www.noaa.gov). De acordo com o site da NOAA, as anomalias de temperatura no Oceano Pacífico, relacionadas com o El Niño, estão localizadas geograficamente, Niño 1+2 (0-10°S; 90°W-80°W), Niño 3 (5°N-5°S; 150°W-90°W), Niño 3.4 (5°N-5°S; 170°W-120°W) e Niño 4 (5°N-5°S; 160°E-150°W).

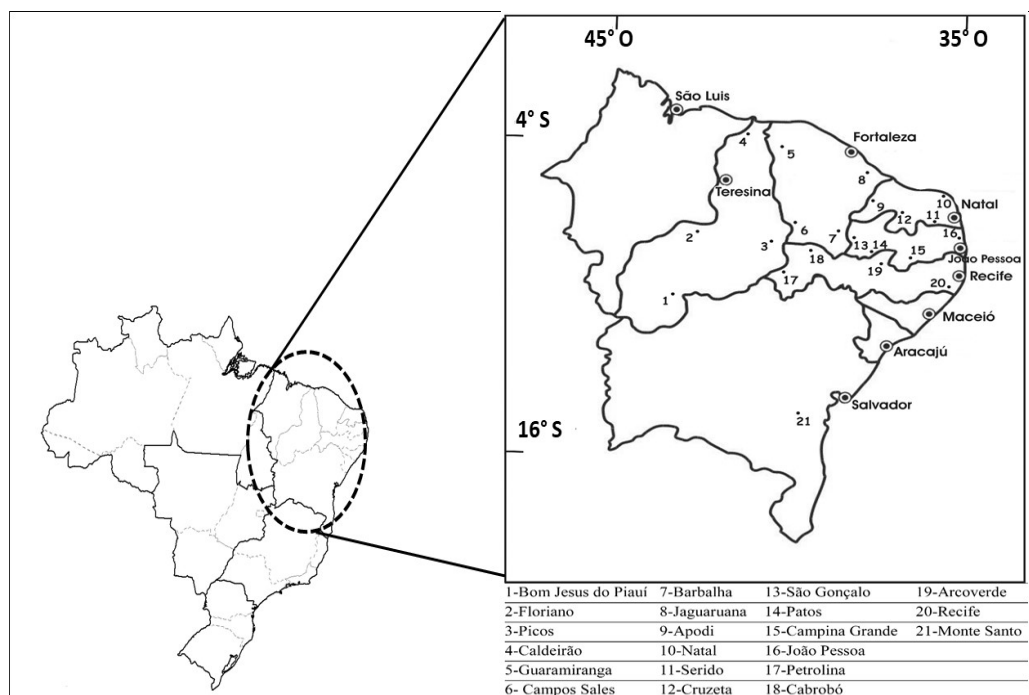


Figura 1 - Distribuição espacial das 21 estações meteorológicas em estudo da região Nordeste do Brasil.

As anomalias de TSM (El niño 1+2, 3, 3.4 e 4; TNAI e TSAI) foram correlacionados com a precipitação por meio da correlação simples de *Pearson* (ρ), buscando avaliar o grau de significância estatística entre esses parâmetros. Foi considerado $\rho > 0,5$ ou $\rho < -0,5$ uma forte correlação; para $-0,5 < \rho < -0,3$ ou $0,5 > \rho > 0,3$ correlação moderada; e $\rho < 0,3$ e $\rho > -0,3$ correlação fraca ou nula. Buscando avaliar se as correlações são estatisticamente significativas ao nível de 5% ($p < 0,05$) foi realizado o teste-t *Student* (SNEATH; SOKAL, 1973).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

No nordeste brasileiro, as anomalias de TSM exerceram influência sobre o regime pluviométrico, representado por correlações estatisticamente significativas (Tabela 1). A melhor correlação estatística foi do índice TSAI, onde a diminuição da temperatura da superfície do Atlântico Sul gerou diminuição significativa da precipitação em Arcoverde, Pernambuco.

Estações	Coeficiente de <i>Pearson</i>					
	El Niño				Temperatura Atlântico	
	1+2	3	4	3.4	TNAI	TSAI
1	-0,07	-0,14*	-0,15*	-0,17*	-0,09	0,09
2	0,04	-0,08	-0,08	-0,13	-0,04	0,25*
3	0,02	0,00	-0,04	-0,01	-0,15*	0,18*
4	-0,02	-0,08	-0,13	-0,12	-0,23*	0,27*
5	0,03	0,04	0,02	0,01	-0,23*	0,18*
6	0,10	-0,05	-0,11	-0,11	-0,10	0,15

7	0,01	-0,06	-0,10	-0,10	-0,14	0,20*
8	0,03	-0,06	-0,07	-0,11	-0,25*	0,28*
9	0,01	0,00	-0,05	-0,05	-0,18*	0,25*
10	0,13	0,12	0,04	0,07	-0,09	0,15*
11	-0,05	-0,06	-0,06	-0,08	-0,14*	0,25*
12	0,02	-0,02	-0,01	-0,05	-0,17*	0,26*
13	-0,04	-0,14	-0,19*	-0,19*	-0,18*	0,22*
14	0,01	-0,07	-0,07	-0,09	-0,20*	0,23*
15	0,08	-0,12	-0,15*	-0,18*	-0,09	0,27*
16	0,01	0,04	0,04	0,03	-0,14	0,09
17	0,03	-0,12	-0,14	-0,18	-0,18	0,17
18	0,01	-0,18	-0,22*	-0,24*	-0,15	0,22*
19	0,20	0,17	0,07	0,10	-0,08	0,51*
20	0,04	0,08	0,04	0,05	-0,11	0,11
21	-0,09	-0,12	0,00	-0,09	0,07	0,06

* Valores em negrito são significativos ($p < 0.05$) com teste t de Student.

Tabela 1. Coeficiente de correlação de *Pearson* entre os valores médios mensais das anomalias de TSM (TNAI, TSAI, Niño3, Niño 4 e Niño 3.4) e as médias mensais de precipitação, entre os anos de 1998 e 2015. As estações foram numeradas conforme a **Figura 1**.

Os gráficos de pluviosidade das estações meteorológicas avaliadas do interior do Nordeste do Brasil apresentam uma grande variabilidade climática e temporal ao longo dos anos em estudo (Figura 2). As anomalias do Pacífico em todas as localidades de Niño, apresentaram correlações estatisticamente negativas, indicando que o aumento da temperatura do Oceano gerou diminuição da precipitação no Nordeste do Brasil, corroborando com os resultados de Nóbrega et al. (2016). As estações de Bom Jesus do Piauí, São Gonçalo, Campina Grande e Cabrobó, foram associadas estatisticamente ao Niño 4. Santos e Ramos (2017) avaliaram os extremos de precipitação no Piauí e encontraram significância estatística positiva entre os dias consecutivos secos e a estação de Bom Jesus do Piauí justificada pela influência de sistemas meteorológicos locais, contrapondo os resultados encontrados. Macedo et al. (2010), encontraram que as secas extremas e severas do estado da Paraíba, estão ligadas ao El Niño, influenciando o déficit hídrico nas estações de São Gonçalo e Campina Grande. Em Pernambuco, Cabrobó apresentou déficit hídrico no período de 1991 a 2000, que segundo Oliveira et al. (2006) pode ser justificado pela influência do El Niño nessa região. Bom Jesus, São Gonçalo, Campina Grande e Cabrobó apresentaram escassez hídrica originada pelo aquecimento do Oceano Pacífico na localidade Niño 3.4, corroborando com os estudos de Macedo et al. (2011). No Piauí, a estação de Bom Jesus sofreu influência do Niño 3, contradizendo Medeiros et al., (2016) e Santos e Ramos (2017). A região de Niño 1+2, não apresentou nenhuma correlação estatisticamente significativa com a precipitação das estações avaliadas (FERREIRA; KEMENES, 2017; TRENBERTH, 2016).

Em relação ao Oceano Atlântico (TNAI), o aumento da temperatura da superfície do mar gerou a diminuição da pluviosidade, representada por correlações

estatisticamente negativas. As estações de Picos, Caldeirão, Guaramiranga, Jaguaruana, São Gonçalo, Patos, Apodi, Serido e Cruzeta apresentaram redução do regime pluviométrico, colaborando com os estudos de Santos e Ramos (2017), Costa e Silva (2017), Nobrega et al. (2014) e Santos e Brito (2007), respectivamente, no Piauí, Ceará, Paraíba, Rio Grande do Norte. Em relação ao Atlântico Sul, o resfriamento da superfície do mar gerou diminuição no índice pluviométrico, representado por correlações estatisticamente positivas. As estações de Picos, Floriano, Caldeirão, Guaramiranga, Campos Sales, Barbalha, Jaguaruana, Apodi, Natal, Serido, Cruzeta, São Gonçalo, Patos, Capina Grande, Cabrobó e Arcoverde, respectivamente, nos estados, Piauí, Ceará, Rio Grande do Norte, Paraíba e Pernambuco, apresentaram déficit hídrico, colaborando com os estudos de Santos e Ramos (2017), Costa e Silva (2017), Menezes et al. (2008), Silva et al. (2017).

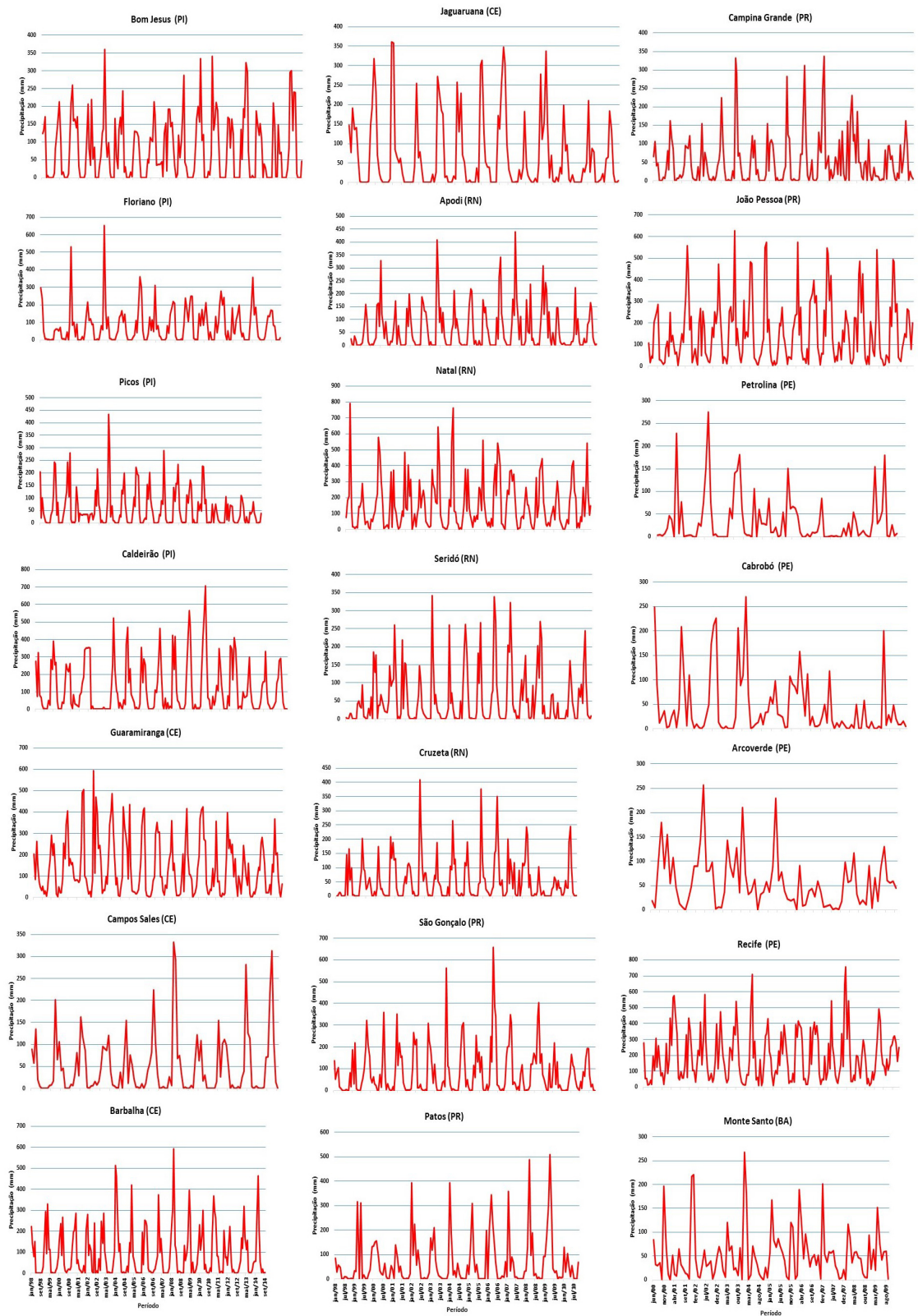


Figura 2. Variação pluviométrica das estações meteorológicas do nordeste Brasileiro no período de 1998 a 2015.

4 | CONCLUSÃO

A precipitação é influenciada por fenômenos de escala global, em quase todas as estações avaliadas, exceto Campos Sales, João Pessoa, Petrolina, Recife e Monte Santo que, provavelmente, sofreram influências de outros sistemas atmosféricos como a Zona de Convergência Intertropical-ZCIT. Em relação às anomalias de temperatura da superfície do mar, o aumento da temperatura do Atlântico Sul teve maior representatividade sobre o regime hídrico do interior do Nordeste brasileiro, gerando o aumento das chuvas em determinados períodos avaliados. Apesar dos resultados obtidos, é importante colocar que os resultados são preliminares, sendo necessários mais estudos para determinar as influências dos eventos climáticos extremos sobre o regime pluviométrico da região Nordeste do Brasil.

REFERÊNCIAS

- COSTA, J. A.; SILVA, D. F. Distribuição espaço-temporal do Índice de anomalia de chuva para o Estado do Ceará. **Revista Brasileira de Geografia Física**, v.10, n. 04, p. 1002-1013, 2017.
- FERREIRA, L.G.C.; KEMENES, A. Influência das Anomalias da Temperatura da Superfície do Mar sobre Reservatórios do Nordeste. In: Congresso Brasileiro de Agrometeorologia, 20., 2017, Juazeiro-BA. **Anais...** Juazeiro, 2017a, p. 412-416.
- MACEDO, H. et al. Análise do índice padronizado de precipitação para o estado da Paraíba, Brasil. **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 5, n. 1, p. 204-214, 2010.
- MACEDO, M. J. H.; GUEDES, R. V. de S.; SOUSA, F. A. S. Monitoramento e intensidade das secas e chuvas na cidade de Campina Grande/PB. **Revista Brasileira de Climatologia**, v. 8, n. 07, p. 105-117, 2011.
- MARENGO, J. A.; CUNHA, A.P.; ALVES, L.M.A seca de 2012-15 no semiárido do Nordeste do Brasil no contexto histórico. **Revista INPA**, p.49 54, 2016.
- MEDEIROS, R.M. et al. El Niño/La Niña e sua influência no número de dias com chuva em Bom Jesus – Piauí, Brasil. **Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável**, Pombal-PB, v. 11, n. 2, p. 16-23, 2016.
- MENEZES, H. E. A. et al. A relação entre a Temperatura da Superfície dos Oceanos tropicais e a duração dos veranicos no estado da Paraíba. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 23, n. 2, p. 152-161, 2008.
- NÓBREGA, R. S. Tendência do controle climático oceânico sob a variabilidade temporal da precipitação no Nordeste do Brasil. **Revista de Geografia Norte Grande**, v. 63, p. 9-26, 2016.
- NÓBREGA, R. S.; SANTIAGO, A. C. F. Tendência de Temperatura na Superfície do Mar nos Oceanos Atlântico e Pacífico e Variabilidade de Precipitação em Pernambuco. **Revista Mercator**, Fortaleza-CE, v. 13, n. 1, p. 107-118, jan-abr, 2014.
- OLIVEIRA, F. M.; LIRA, V. V.; DANTAS, R. T.; SOUZA, W. M. DE. Variabilidade temporal da precipitação em municípios localizados em diferentes sub-regiões do estado de Pernambuco. **Caminhos de Geografia**, v. 6, n. 19, p. 175-184, 2006.
- REBOITA, M. S. et al. Regimes de precipitação na América do Sul. **Revista Brasileira de**

Meteorologia, v. 25, n. 2, p. 185-204, 2010.

SANTOS, C. A. C.; BRITO, J. B. Análise dos Índices de Extremos para o semi-árido do Brasil e suas relações com tsm e ivdn. **Revista Brasileira de Meteorologia**, v. 22, n. 3, p. 303-312, 2007.

SANTOS, C. A. dos.; RAMOS, A. R. D. Avaliação dos eventos extremos de precipitação no estado do Piauí. **Agrometeoros**, Passo Fundo, v.25, n.1, p.47-57, ago, 2017.

SILVA, R.O.B.; MONTENEGRO, S.M.G.L.; SOUZA, W.M. Tendências de mudanças climáticas na precipitação pluviométrica nas bacias hidrográficas do estado de Pernambuco. **Eng. Sanitária e Ambiental**, v. 22, n. 3, p. 579- 589, 2017.

SNEATH, P. H. A.; SOKAL, R. R. **Numerical taxonomy**, San Francisco, p. 573-1973, 1973.

TRENBERTH, K. The Climate Data Guide: Nino SST Indices (Nino 1+2, 3, 3.4, 4; ONI and TNI. **Cimate**, p. 1697-1701, 2016.

ADSORÇÃO DE CORANTES TÊXTEIS UTILIZANDO A CASCA DA CASTANHA DO PARÁ

Jordana Georgin

Universidade Federal de Santa Maria –
Departamento de Engenharia Civil
Santa Maria – RS.

Letícia de Fátima Cabral de Miranda

Universidade Federal de Santa Maria –
Departamento de Engenharia Química
Santa Maria – RS.

Paola Rosiane Teixeira Hernandez

Universidade Federal de Santa Maria –
Departamento de Engenharia Química
Santa Maria – RS.

Daniel Allasia

Universidade Federal de Santa Maria –
Departamento de Engenharia Civil
Santa Maria – RS.

Guilherme Luiz Dotto

Universidade Federal de Santa Maria –
Departamento de Engenharia Química
Santa Maria – RS.

que a adsorção foi favorecida em pH ácido, sendo que, as máximas capacidades foram de 57,6 e 54,3 mg/g para o azul de metileno e o violeta cristal, respectivamente.

PALAVRAS-CHAVE: Indústria, Adsorção, Corantes.

ABSTRACT: The textile industries generate a large amount of effluents containing organic dyes, which are undesirable in the waters. Among the dyes used, methylene blue and crystal violet present great difficulty in treatment. Thus, the objective of this work was to remove these dyes by adsorption using the bark of the Pará chestnut. In this case, it was verified that the adsorption was favored in acid pH, and the maximum capacities were 57.6 and 54,3 mg / g for methylene blue and crystal violet, respectively.

KEYWORDS: Industry, Adsorption, Dyes.

RESUMO: As indústrias têxteis geram uma grande quantidade de efluentes contendo corantes orgânicos, os quais são indesejáveis nas águas. Dentre os corantes utilizados, o azul de metileno e o violeta cristal apresentam grande dificuldade de tratamento. Dessa forma, o objetivo deste trabalho foi à remoção destes corantes através da adsorção utilizando a casca da castanha do Pará. Neste caso verificou-se

1 | INTRODUÇÃO

Os corantes sintéticos são amplamente utilizados como agentes colorantes nas indústrias, têxtil, papel, couro, gasolina, farmacêutica e alimentar (GUPTA et al., 2013). A maioria dos corantes sintéticos e seus produtos de degradação são de grande preocupação

ambiental devido ao seu uso generalizado, tóxico e carcinogênico e à sua baixa taxa de remoção durante o tratamento de águas residuais aeróbias (ROBISON et al., 2001; GUPTA et al., 2015a). Os corantes também foram normalmente classificados com base na sua carga de partículas por dissolução em meio de aplicação aquoso, corantes catiônicos (todos corantes básicos), aniônicos (diretos, ácidos e reativos) e não iônicos (corantes dispersos) (GUPTA et al., 2015a, PURKAIT et al., 2005, GUPTA, 2009). Os métodos para tratamento de efluentes industriais mais utilizados envolvem processos físicos e/ou químicos, como oxidação, troca iônica, adsorção por carvão ativado, separação por membrana, processos biológicos, eletroquímicos, fotoquímicos, neutralização/precipitação química, etc. (MOHAN et al., 2008). Os procedimentos baseados na adsorção têm a vantagem de serem versáteis e acessíveis, entretanto o material adsorvente pode encarecer o processo (TARLEY et al., 2013; GUNDOGDU et al., 2012). O emprego de adsorventes torna-se ainda mais relevante quando são derivados de resíduos agroindustriais, os quais dependendo do volume produzido se tornam um problema ambiental. Um exemplo é a casca da castanheira do Brasil (*Bertholletia excelsa*) ou Castanha do Pará, é originária da região Amazônica, sendo uma espécie arbórea de grande porte, da família das Lecitidáceas, cujo caule, de casca escura, é liso e desprovido de ramos até a fronde (SOUZA et al., 2004).

Aliada a bem sucedida produção da Castanha do Pará está associada a grande geração de resíduos sólidos em forma de cascas. Dessa forma, alternativas tem sido estudadas para o reaproveitamento desse resíduo como fabricação de tijolos e remoção de corantes de efluente de indústria têxtil. As atividades agrícolas e industriais têm introduzido cargas significativas de metais tóxicos nos recursos hídricos por meio da lixiviação e lançamentos de efluentes com padrões inadequados que acarretam em impactos ambientais (BRITO et al., 2010). Sendo assim o objetivo do estudo foi utilizar casca da castanha do Pará na remoção dos corantes azul de metileno e violeta cristal. O adsorvente foi caracterizado e, modelos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e Elovich foram utilizados para estudos de cinética de adsorção.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 Preparação e Caracterização do Adsorvente

A casca da castanha do Pará foi obtida em uma fazenda no estado de Rondônia. O material foi seco em estufa a 60 °C por 12 h, moído em moinho de bolas, e em seguida lavado com água destilada a temperatura ambiente. Após isso foi levada para estufa e aquecida a 60 °C, peneirada, coletando-se a porção com diâmetro menor que 0,2 mm. O adsorvente foi caracterizado mediante os seguintes métodos: microscopia eletrônica de varredura (MEV) e análise de infravermelho com transformada de Fourier (FTIR).

2.2 Experimentos de Adsorção

Dois corantes orgânicos catiônicos serão utilizados como modelo contaminante. As características das respectivas moléculas dos corantes são descritas a seguir. Violeta cristal (407.9 g/mol; número CAS 548-62-9; fórmula empírica $C_{25}H_{30}N_3Cl$) e, Azul de metileno (319,50 g/mol; número CAS 1317-70-0; fórmula empírica $C_{16}H_{18}ClN_3S$). As soluções de Azul de metileno e Violeta cristal foram obtidas a partir da diluição de uma solução estoque (1,0 g/L) com água deionizada. Os valores das concentrações foram determinados de modo a manter a faixa linear da relação entre a absorbância e a concentração dos corantes, favorecendo a lei de Lambert Beer. Utilizando um espectrofotômetro (UV/Vis) com comprimento de onda de 620 nm para o Azul de metileno e 593 nm para o Violeta Cristal.

Os experimentos de adsorção foram realizados em um agitador com controle de temperatura (Marconi, MA 093, Brazil) a 200 rpm, utilizando as seguintes massas: 0,5; 0,8; 1; 1,5 e 2,0 g/L de adsorvente, na temperatura ambiente (25°C) no pH próprio da solução (6,7), em contato com 100 mL de uma solução 100 mg/L de cada corante, e deixando sob agitação por 4 h.

Foram pesadas diferentes massas do adsorvente e colocadas em tubos de ensaio em contato com 100 mL de uma solução 100 mg/L de ambos os corantes deixando sob agitação por 4 horas com uma rotação de 200 rpm. Após agitação, foi retirado o sobrenadante e centrifugado por 10 min. O efeito do pH foi verificado nas faixas (2; 4; 6,5; 8 e 10), com solução de HCl 0,1 mol/L e NaOH 0,1 mol/L na temperatura ambiente (25°C), na concentração inicial de 100 mg/L e tempo de contato de 1 h. Após esse processo, mediu-se a absorbância utilizando o espectrofotômetro (UV/Vis), no comprimento de onda de cada corante, calculando-se o percentual removido. O melhor pH de adsorção foi analisado com base no melhor percentual de remoção. As curvas cinéticas foram obtidas nas mesmas condições, porém na massa já determinada para cada corante e no melhor pH, variando o tempo nos seguintes intervalos: 2, 6, 10, 15, 20, 40, 60, 90 e 120 min, também foram utilizadas soluções de 100, 200 e 300 mg/L de ambos os corantes. Este estudo teve por finalidade detectar o tempo necessário em que as duas fases (adsorvente/adsorbato) atingiram o equilíbrio. Modelos cinéticos de pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e Elovich foram utilizados para ajustar os dados experimentais.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Características do Adsorvente

A Figura 1 apresenta os espectros vibracionais FT-IR do adsorvente. A banda pronunciada na região de 3700-3500 cm^{-1} está atribuída ao estiramento OH que é frequentemente atribuído à água adsorvida na amostra e também grupos OH

presentes na estrutura da biomassa. As bandas na região espectral localizada entre 2800-3000 cm^{-1} estão relacionados ao estiramento C-H em compostos alifáticos e grupos aldeídos (KLASSON et al., 2009), podendo estar relacionado ao conteúdo de lipídios e determinados compostos da fração de fibra dessas amostras. A banda localizada na região 1600 cm^{-1} é atribuída ao estiramento C=O de ácidos carboxílicos, ésteres, aldeídos, e cetonas, já a banda 1400 cm^{-1} pode estar relacionada ao grupo fenil, ligações de anéis aromáticos e, as diversas bandas entre 1100-1300 cm^{-1} são frequentemente atribuídas às ligações C-O, características de carboidratos ou compostos fenólicos.

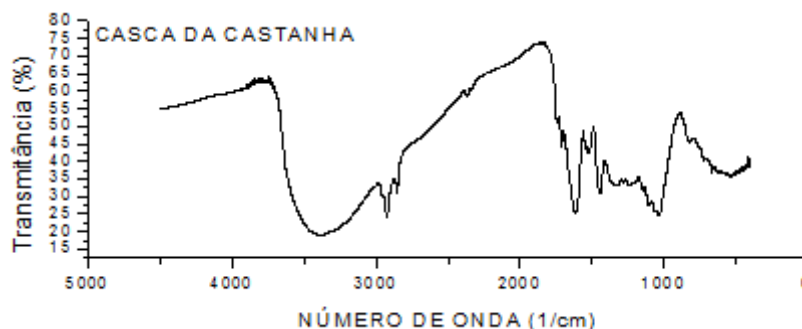


Figura 1 - Espectro FTIR das amostras de casca de nozes.

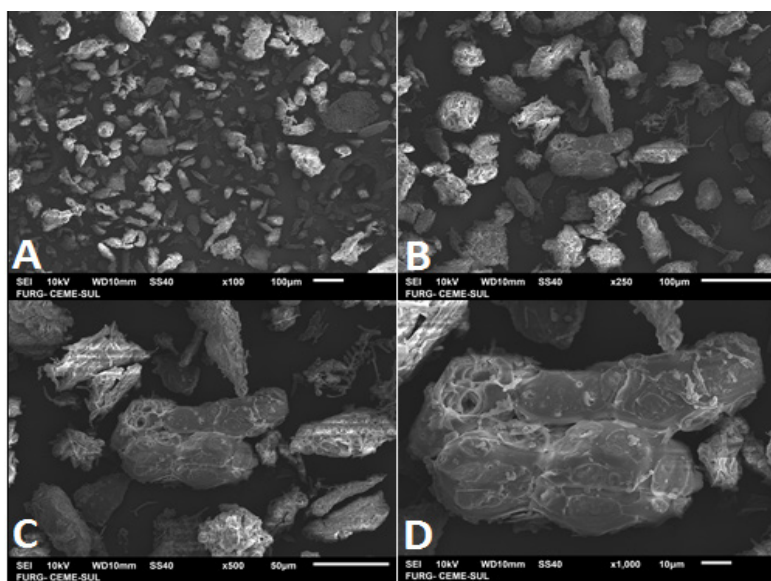


Figura 2 - MEV casca da Castanha do Pará.

Também foi realizada uma análise morfológica da amostra (MEV) (Figura 2), onde pode-se visualizar partículas não porosas e formas irregulares, além de tamanhos variados.

3.2 Efeito da Massa de Adsorvente

A Figura 3 apresenta o efeito da massa de adsorvente na adsorção dos corantes. Foi verificado um comportamento similar para os 2 corantes onde a melhor quantidade

de massa encontrada para ambos foi de 0,5 g o que corresponde a 55,64 mg/g para o azul de metileno e 53,7 mg/g para o violeta cristal, da capacidade de remoção.

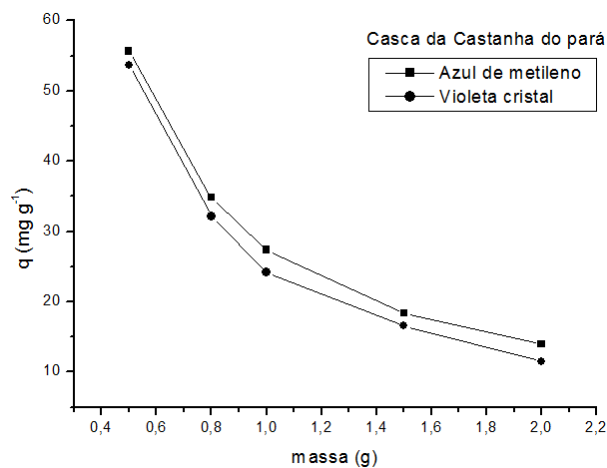


Figura 3 - Efeito da massa de adsorvente (concentração inicial do corante = 100 mg/L ; 25°C; volume = 100 mL).

3.3 Efeito do pH

O pH é um dos fatores mais importantes relacionados com o processo de adsorção, uma vez que pode afetar a carga de superfície do adsorvente e, também, o grau de ionização do adsorbato (DOTTO; VIEIRA; PINTO, 2012). As Figuras a seguir apresenta a relação entre o pH e a capacidade de adsorção.

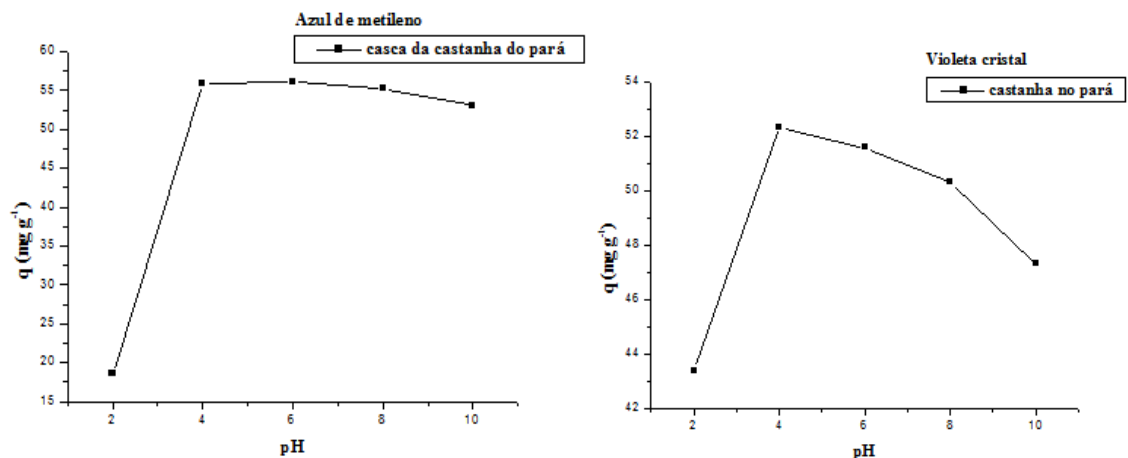


Figura 4 - Efeito do pH na adsorção dos corantes violeta cristal e azul de metileno (concentração inicial do corante = 100 mg/L; 25°C; massa = 0,5 g/L).

Os gráficos mostram os efeitos do pH do adsorvente na adsorção dos corantes Azul de metileno e Violeta cristal respectivamente, em $C_0 = 100$ mg/L. Dois aspectos podem ser visualizados. Para ambos os corantes, a capacidade de adsorção foi favorecida com a diminuição do pH, sendo os valores máximos obtidos a pH = 2,5 e 4 permanecendo na faixa de 55,8 e 52,34 mg/g para os corantes azul de metileno e

violeta cristal, logo, com o aumento do pH a remoção diminuiu significativamente, a razão para isto é que o adsorvente em meio básico acaba sofrendo um ataque no qual as moléculas presentes na casca, principalmente as fibrosas como a celulose, lignina e hemicelulose, se dissolvem quase que por completo, ocupando os sítios adsorptivos presentes no adsorvente, logo a adsorção acaba sendo prejudicada. Uma diminuição até pH 2, por outro lado, causou um grande decréscimo na adsorção, devido a forte competição dos íons H^+ com os corantes.

3.4 Curvas cinéticas

As curvas cinéticas de adsorção estão apresentadas nas Figuras 5 e 6. Em ambas as Figuras pode-se notar que no início as curvas cinéticas se sobrepõem, com um aumento da capacidade de adsorção. Após este período, a capacidade de adsorção se estabelece para ambos os corantes, atingindo o equilíbrio em torno de 40 min. De acordo com Dotto et al., Buriol e Pinto (2014), este comportamento é comum nos processos de adsorção, e pode ser explicado por dois fatores: 1) em valores mais elevados de concentração inicial de adsorbato, o gradiente de concentração entre a solução e a superfície externa do adsorvente é mais elevado, o que facilita a transferência de massa externa; 2) em maiores valores de concentração inicial do adsorbato, o fluxo de massa por difusão superficial aumenta. Portanto, a capacidade de adsorção foi favorecida em concentrações iniciais mais elevadas.

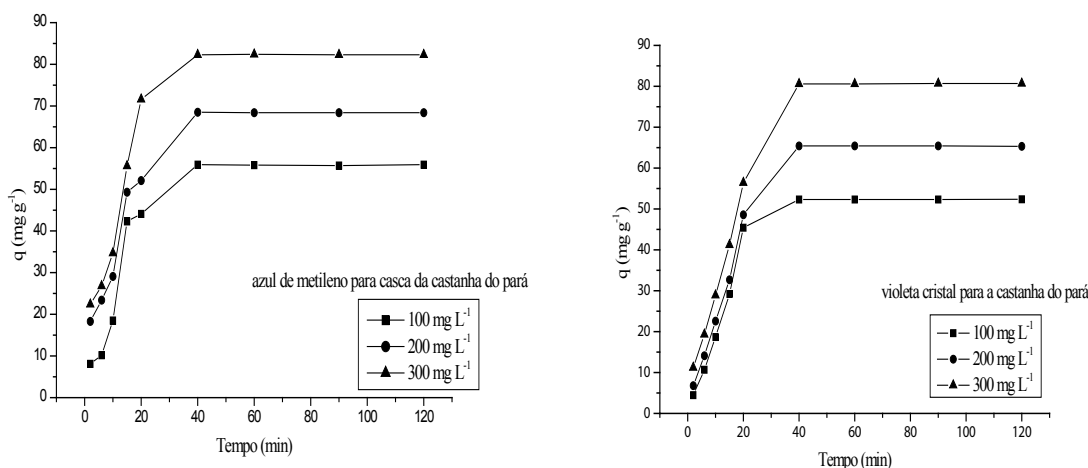


Figura 5 - Curvas cinéticas para a adsorção do corante azul de metileno (A) (pH = 4; 25 °C; massa de adsorvente = 0,5 g/L; volume = 100 mL; concentração inicial do corante = 100, 200 e 300 mg/L); Curvas cinéticas para a adsorção do corante violeta cristal (B) (pH = 4; 25 °C; massa de adsorvente = 0,5 g L⁻¹; volume = 100 mL; concentração inicial do corante = 100, 200 e 300 mg/L).

As curvas cinéticas de ambos os corantes foram ajustadas aos modelos pseudo-primeira ordem, pseudo-segunda ordem e Elovich. Para garantir a qualidade do ajuste, foi estimado o coeficiente de determinação (R²) e o erro relativo médio

(ARE). Com base nos elevados valores do coeficiente de determinação (R²) e nos baixos valores de erro relativo médio (ARE) apresentados verifica-se que o modelo de pseudo-primeira ordem foi o mais adequado para representar a adsorção de ambos os corantes catiônicos.

4 | CONCLUSÃO

O estudo mostrou que a casca de castanha do Pará pode ser uma alternativa para adsorver corantes catiônicos. As melhores condições obtidas foram dosagem de adsorvente de 0.5 g/L e pH 4. O modelo de pseudo-primeira ordem foi o mais adequado para representar a cinética de adsorção, sendo o equilíbrio atingido em cerca de 40 min. As maiores capacidades de adsorção encontradas foram de 57,6 e 54,3 mg/g para o azul de metileno e o violeta cristal, respectivamente.

REFERÊNCIAS

DOTTO, G.L.; BURIOL, C.; PINTOC, L.A.A. Diffusional mass transfer model for the adsorption of food dyes on chitosan films. **Chemical Engineering Research and Design**, v. 92, n. 11, p. 2324–2332, 2014.

DOTTO, G.L.; VIEIRA, M.L.G.; PINTO, L.A.A. Kinetics and mechanism of tartrazine adsorption onto chitin and chitosan. **Ind. Eng. Chem. Res**, v. 51, n.19, p. 6862– 6868, 2012.

GUPTA, V.K. Application of low-cost adsorbents for dye removal - a review. **J. Environ. Manage.** v. 90, n. 8, p. 2313–2342, 2009.

GUPTA, V.K. et al. Decolorization of mixture of dyes: a critical review. **Global J. Environ. Sci. Manage.** v.1, n. 1, p. 71–94, 2015.

GUPTA, V.K. et al. Adsorptive removal of dyes from aqueous solution on carbon nanotubes: a review. **Adv. Colloid Interface Sci.** v.193–194, p.24–34, 2013.

MOHAN, D.; SINGH, K. P.; SINGH, V. K. Wastewater treatment using low cost activated carbons derived from agricultural byproducts—A case study. **J. Hazard. Mater.** v.152, n. 3, p.1045 – 1053, 2008.

PURKAIT, M.K.; DasGUPTA, S.S.; De, S. Adsorption of eosin dye on activated carbon and its surfactant based desorption. **J. Environ. Manage.** v. 76, n. 2, p.135–142, 2005

ROBINSON, T. et al. Remediation of dyes in textile effluent: a critical review on current treatment technologies with a proposed alternative. **Bioresour Technol.** v. 77, n. 3, p. 247–255, 2001.

TARLEY, C. R. T.; ARRUDA, M. A. Z.; *Analytica* 2013, 4, 25.

WU, F.C.; TSENG, R.L.; JUANG, R.S. Characteristics of Elovich Equation Used for the Analysis of Adsorption Kinetics in Dye Chitosan Systems. **Chemical Engineering Journal**. v. 150, n. 2, p. 366-373, 2009.

AGRICULTURA: UMA ALTERNATIVA PARA O USO DO LODO GERADO NA ESTAÇÃO DE TRATAMENTO DE EFLUENTE IBEROSTAR NA REGIÃO METROPOLITANA DE SALVADOR-BA

Iolanda de Almeida Bispo

Faculdade de Ciências e Tecnologia Área 1
Salvador-Bahia

Sheila dos Santos Almeida

Faculdade de Ciências e Tecnologia Área 1
Salvador-Bahia

Selma Souza Alves

Faculdade de Ciências e Tecnologia Área 1
Salvador-Bahia

RESUMO: O aumento populacional e o desenvolvimento dos grandes centros urbanos vêm acarretando um grande acréscimo na geração de esgoto sanitário, aumentando gradativamente a demanda na estação de tratamento de efluente. No entanto, esse tratamento resulta em um resíduo sólido em quantidade e qualidade variável, denominado de lodo de esgoto cuja disposição final é diretamente em aterros sanitários. Devido a grande demanda há uma preocupação com a destinação final desse resíduo, pois além de causar a saturação nos aterros sanitários pode se tornar um grande problema ambiental havendo uma necessidade de buscar soluções para o reuso do mesmo. Este artigo teve como objetivo verificar a viabilidade da aplicação do lodo de esgoto gerado na Estação de Tratamento de Efluente Iberostar por gradeamento no

cultivo de limoeiro como insumo, fornecendo nutrientes para o solo através do processo de compostagem. Posteriormente foi realizadas análises das substâncias inorgânicas, indicadores bacteriológicos, agentes patogênicos e estabilidade, a fim de atender os parâmetros fixados na resolução CONAMA nº 375/2006. De acordo com os resultados obtidos das análises o lodo foi classificado em classe A, apresentando uma redução significativa de metais pesados e agentes patogênicos depois do processo de compostagem, podendo ser usado na agricultura de forma irrestrita. Verificou-se através do desenvolvimento das mudas de limoeiro, que o biossólido após o processo de compostagem teve uma contribuição significativa no crescimento da muda de limoeiro de 0,13% em relação a muda com solo local que foi de 0,084%. Os valores obtidos foram comparados aos limites preconizados pela legislação vigente, resultando em uma destinação segura para utilização agrícola.

PALAVRAS-CHAVE: Esgoto; Lodo; Tratamento; Compostagem; Agricultura.

ABSTRACT: The population increase and the development of the great urbane centers are bringing a geat addition in the generation of sewage, increasing gradually the demand in the station of wastewater treatment. However,

this treatment turns in a solid residue in quantity and variable quality, called of mud of sewage which final arrangement is straightly in sanitary landfills. Due to great demand be a preoccupation with the final destination of this residue, so, besides causing the saturation in the sanitary landfills, it can become a great environmental problem being a need to look for solutions for the reuse of the same thing. The Objective of this article was to check the viability of the application of the mud of sewer pipe produced in the Station of Treatment of Effluent Iberostar in the lemon tree cultivation like input, supplying nutritious for the ground through the composting process. Subsequently there was carried out an analysis of the potentially toxic, indicative inorganic and organic substances bacteriologic, pathogenics agents, agronomic potential and stability in order that n. 375/2006 attended the parameters quoted in the resolution CONAMA. According to the results obtained from the analyzes, the sludge was classified in class A, presenting a significant reduction of heavy metals and pathogens, being able to be used in agriculture in an unrestricted way. It was also verified that the biosolid after the composting process had a significant contribution in the development of the lime saplings of 13.1% in relation to the saplings with the local soil 0,084%. The values obtained were compared to the limits recommended by the current legislation for agricultural use.

KEYWORDS: Sewage; Mud; Treatment; Compostagem; Agriculture

1 | INTRODUÇÃO

O tratamento primário e secundário do esgoto sanitário gera um lodo que é rico em matéria orgânica e nutrientes, altamente complexo quanto à composição, e também chamado de biossólido, quando tratado, processado, devidamente higienizado, estabilizado e seco (OLIVEIRA, 2015).

De acordo com Mesquita *et al.*, (2017), quando o lodo é tratado e processado possui características de reciclagem de maneira racional e ambientalmente segura, podendo ser utilizado como fertilizante orgânico de culturas agrícolas, como condicionador de solo e fonte suplementar de nutrientes desde que não acarrete prejuízos ambientais, para a saúde humana ou de outros animais.

Dessa forma a utilização do biossólido para fins agrícolas apresenta-se como uma tendência mundial ao fato que o mesmo possui nutrientes tais como: potássio, fósforo, nitrogênio, entre outros essenciais às plantas, são ricos em matéria orgânica, além de atuarem como regulador do solo, melhorando sua estrutura e dispendo do principal benefício para o ambiente, que é a reciclagem de matéria orgânica e o aporte dos nutrientes podendo substituir parcialmente o uso de adubos químicos. Entre as opções sugeridas para o propósito final do lodo de esgoto, a utilização na agricultura tem se mostrado como a alternativa mais viável, pois além de proporcionar uma forma de minimizar os problemas ambientais da disposição final, o lodo é um material que proporciona melhorias nas propriedades químicas, físicas e biológicas do

solo (BARBOSA; TAVARES FILHO, 2006).

Segundo Camargo (2017), pode-se dizer que o lodo de esgoto fornece ao solo os nutrientes para as culturas, entretanto é preciso ter conhecimento da sua composição, a fim de se calcular as quantidades adequadas a serem incorporadas, sem ocorrer o risco de toxicidade às plantas e em certas situações, aos animais, ao homem e sem poluir o ambiente.

No entanto, para que sua utilização seja segura, devem ser controlados os teores de metais pesados e organismos patogênicos. Portanto, o lodo deve passar por processos que reduzam significativamente o teor destes organismos, pois por se tratar de esgoto sanitário é provável que tenha uma baixa proporção de metais pesados. Sendo assim deve-se ter um enfoque maior nos agentes patogênicos para atender as normativas vigentes (PROSAB, 2018).

A utilização do uso do lodo de esgoto segue uma normativa tendo diretrizes estabelecidas por meio da Resolução do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) nº 375/2006 que define critérios e procedimentos para o uso agrícola de lodos de esgoto sanitário gerados em estações de tratamento. A caracterização do lodo ou produto derivado a ser aplicado deve incluir os seguintes aspectos: potencial agrônômico, substâncias inorgânicas e orgânicas potencialmente tóxicas, indicadores bacteriológicos, agentes patogênicos e estabilidade. Entretanto na Resolução supracitada não consta todos os parâmetros exigidos para análises dos aspectos do uso do lodo para fins de utilização agrícola. A resolução também define as culturas aptas a receberem o lodo, sendo proibida a sua utilização em pastagens e cultivo de oleícolas, tubérculos, raízes e culturas inundadas, bem como as demais culturas cuja parte comestível entre em contato direto com o solo como batata, cenoura e hortaliças. Como na grande maioria das Estações de Tratamento de Efluente - ETEs brasileiras o problema do lodo está relacionado à presença de patógeno. Essa mesma resolução no seu artigo 3º veta o uso do lodo gerado no processo de tratamento por gradeamento para agricultura. Entretanto, determina que os lodos gerados em sistemas de tratamento de esgoto sejam submetidos a processos de redução de patógenos e da atratividade de vetores, para que possam ser utilizados na agricultura.

Diversos processos de redução e eliminação de patógenos podem ser utilizados pela ETEs , seguindo os critérios fixados pela Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos (U.S Environmental Protection Agency- US (EPA; SLUDGE, 2003)) e pela Norma P 4.230 que estabelece os procedimentos, critérios e requisitos para a elaboração de projetos, implantação e operação de sistemas de aplicação de lodos de sistemas de tratamento biológico (CETESB, 1999), entre os quais pode-se citar a compostagem, secagem e a estabilização com cal, digestão aeróbia termofílica, irradiação, secagem térmica, pasteurização, digestão aeróbia e anaeróbia.

Nesse contexto o presente artigo tem como objetivo verificar a viabilidade de aplicação do lodo de esgoto gerado na Estação de Tratamento de Efluente Iberostar

por gradeamento em uma plantação de limoeiro como insumo, com foco na diminuição desse passivo ambiental em aterros sanitários e redução de aplicação de fertilizantes e agrotóxicos.

Segundo o Programa de Pesquisa em Saneamento Básico - Prosab (2018), das diversas alternativas para a adequada disposição do lodo, o uso em agricultura é a mais promissora tanto sob o aspecto ambiental quanto econômico, pois irá transformar um rejeito em um importante insumo agrícola que foi utilizado na pesquisa para plantação de mudas de limoeiro, sendo cultivada em local e recipientes adequados, de forma que proporcionou seu desenvolvimento livre de interferências diversas e externas, sendo monitorada semanalmente e comparada com outra muda da planta sem o uso desse insumo, de forma que se comprove, ou não, a possibilidade deste material ser aplicado como um dos componentes na produção agrícola.

2 | MATERIAS E MÉTODOS

A metodologia seguida no presente artigo definiu-se em abordagem teórica, fundamentada em artigos, revistas, relatórios e vários outros publicados na internet e baseou-se nas análises da amostra de lodo coletada na Estação de Tratamento de Efluente a fim de analisar a composição físico-química e microbiológica e classificá-lo quanto à classe A ou B. Para verificar a possibilidade do uso do lodo na agricultura realizou-se um processo de compostagem em que o resíduo orgânico foi disposto na composteira junto com o lodo e acompanhado por cerca de 121 dias, quando se alcançou a maturação desejada e simultaneamente feito o envio da amostra para laboratório externo para realização das análises de modo a verificar se as substâncias inorgânicas, indicadores bacteriológicos e agentes patogênicos atendem os parâmetros definidos na resolução CONAMA nº 375/2006. Posteriormente, foi misturado o bio sólido com uma parcela de solo a fim de realizar a plantação da muda de limoeiro.

No decorrer do desenvolvimento da planta a medição foi feita através de uma fita métrica e com uma frequência semanal, sendo realizado o cálculo da taxa de crescimento de plantas frescas. Todas as informações obtidas foram registradas na ficha de campo de cada taxa e posteriormente tabuladas com auxílio do software Excel. Para o plantio das mudas foi utilizada o método de propagação assexual, mas conhecida como estaquia.

Segundo Souza e Schafer (2018), através da estaquia é possível regenerar uma planta a partir de um ramo. Forçando seu enraizamento, ou de uma porção de raízes as quais incrementam a emissão de brotos. Aliado a isso, os resultados de pesquisa obtidos com a propagação por estaquia são incipientes utilizando os seguintes passos: utilizou-se duas estacas semilenhosas com 35 cm de comprimento em que foi cortada a ponta da estaca num ângulo de 45 graus para facilitar e acelerar o crescimento das raízes. Em seguida foi realizado a mistura do solo local com 800 g do bio sólido que

passou pelo processo de compostagem, afim de fazer a comparação com a outra muda utilizada que foi plantada com 900 g do solo local. Posteriormente foi retirado o excesso de folhas de base da estaca, deixando poucas na ponta para diminuir as perdas de água por transpiração e estimular o crescimento da planta para que ela transfira toda energia para as raízes o que realmente é necessário. Logo após plantou-se a muda no vaso deixando um espaço de aproximadamente 20 centímetros para as raízes crescerem.

A análise de crescimento permite avaliar o desenvolvimento final da planta como um todo e a contribuição do bio-sólido no crescimento total. Medir a planta é um procedimento bastante simples que pôde ser feito sem grandes problemas, e foram realizadas medições a cada três dias para ter uma avaliação precisa. O foco foi monitorar a diferença de tamanho, determinando a altura da planta para verificar o desenvolvimento da muda de limoeiro através da medição da taxa de crescimento. Foi utilizada a fórmula de crescimento $(M_1 - M_2)/T$, onde M_1 = primeira medição; M_2 = segunda medição e T = número de dias entre as medições. (WIKIHOW, 2018)

2.1 Processo de compostagem

Segundo Wangen et al.(2018), o processo de compostagem é um método que se apresenta como uma técnica acessível e relativamente de baixo custo, que se mostrou viável para a reciclagem de resíduos sólidos, tendo originado um composto com boas características físico-química e microbiológica exigidos pela legislação pertinente com potencial para uso agrícola.

De acordo com Tera (2018), a compostagem é um processo biológico aeróbio natural de degradação da matéria orgânica com potencial para ser utilizada na agricultura como fertilizante. Os microrganismos degradam a matéria orgânica contida no lodo puro ou em mistura com outros resíduos orgânicos tais como: restos de alimentos, palhas, resíduos de jardinagem e podas de jardins, entre outros. O experimento seguiu o método utilizado por Wangen et al., (2018) realizado e uma área coberta de uma residência localizada no centro urbano da cidade de Camaçari – BA, entre os meses de janeiro e março de 2018. Os resíduos orgânicos utilizados na compostagem foram basicamente constituídos de restos de alimentos, cascas de frutas, restos de vegetais, cascas de ovos e folhas secas de capim santo. Optou-se por não colocar carnes, devido ao odor desagradável que pode gerar.

O processo de compostagem ocorreu em composteiras cilíndricas, confeccionada com recipientes plásticos (de gordura vegetal) com capacidade de 10L. Para montagem das composteiras foram utilizados dois recipientes, sendo apenas um com tampa. No Recipiente 1 (Figura 01) foi feita uma abertura na tampa de modo que conseguisse servir de base para o Recipiente 2 e captasse chorume percolado do mesmo. Neste recipiente foi utilizada também, uma tela que servia como filtro para o chorume, impossibilitando a entrada de sólidos. No Recipiente 02 (Figura 02) foram feitos furos com diâmetro de 05 mm no fundo do recipiente, que permitiram a saída do chorume, e

furos de 03 mm na lateral do recipiente, que possibilitaria a circulação do ar. Ao fim da montagem tem-se o Recipiente 02 acima do Recipiente 01 (Figura 3)

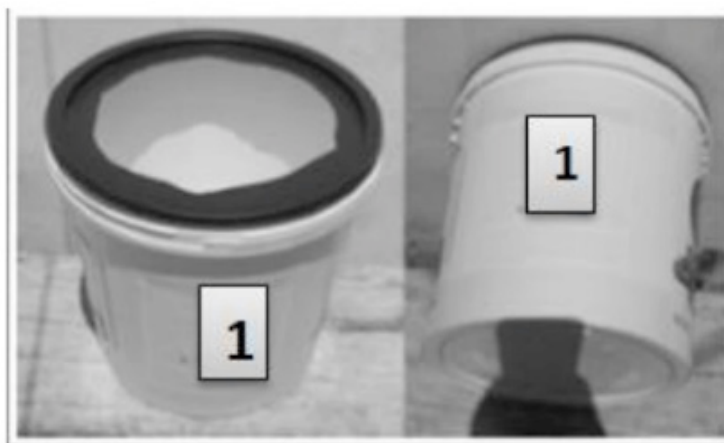


Figura-1 Montagem do balde 1 de compostagem.

Fonte: autor ,2018.

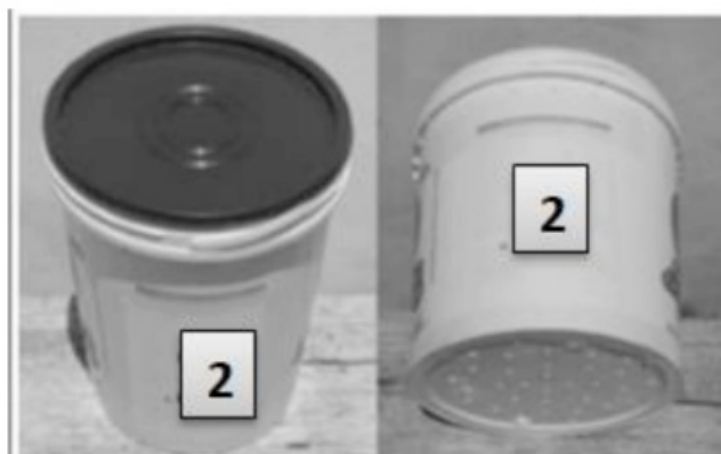


Figura 2 – Montagem do balde 2 de compostagem.

Fonte: autor ,2018.



Figura 3 – Composteira Montada

Fonte: autor,2018.

Todo resíduo orgânico gerado na residência foi coletado seletivamente diariamente adicionados na composteira juntamente com 1000 g de lodo coletado na ETE, por um período de 121 dias, entre 17/01/18 à 17 /05/18, até o preenchimento total do volume do Recipiente 2. Após a introdução de novos resíduos na composteira, promovia-se o revolvimento manual dos mesmos com o objetivo de que fossem incorporados à massa de resíduos e aerados. Preenchendo o volume total do Recipiente 2, foram realizadas, diariamente, inspeções visuais do material em compostagem, visando detectar possíveis alterações importantes, como o excesso ou falta de umidade, geração de odores e chorume, atração de vetores e redução do volume do composto. Verificado que a maturação já havia se completado, a massa composta foi exposta ao sol em leiras para secagem.

Conforme descrito na Resolução CONAMA 481/2017 que estabelece critérios e procedimentos para garantir o controle e a qualidade ambiental do processo de compostagem de resíduos orgânicos, foram adotados os métodos de controle da umidade, através de Teste da vara de madeira que consiste em introduzir uma vara de madeira na composteira para fazer o revolvimento do composto. Na quarta semana foi realizado o teste de vara de madeira onde se constatou que o material em decomposição estava frio e molhado, o que significa que estava sem fermentação no processo, havendo a necessidade de adicionar nitrogênio para acelerar a atividade dos microrganismos. Visando confirmar que o processo de decomposição da matéria orgânica ocorra rapidamente no sistema de compostagem, houve também um acompanhamento e controle das variáveis de aeração para garantir a presença de oxigênio e da temperatura realizado através do Teste da temperatura (barra de ferro) onde foi introduzido a 20 cm no meio do composto deixado por 30 minutos. Retirado a barra, a temperatura foi verificada tocando-se com a palma da mão a parte da barra de ferro que se apresentou quente, porém suportável, indicando que o processo estava ocorrendo normalmente.

De acordo com essa mesma resolução, também foi atendido os requisitos mínimos de prevenção e controle ambiental como lixiviados e emissão de odores, proteção do solo por meio da impermeabilização, de geração de líquidos, de vetores, de incômodos à vizinhança, adoção de medidas de isolamento e sinalização da área buscando atender aos requisitos normativos vigentes.

3 | LOCAL DA PESQUISA

A pesquisa foi realizada na Estação de Tratamento de Esgotos (ETE) do IBEROSTAR Praia do Forte, operada pela Empresa Baiana de Águas e Saneamento (Embasa), especializada em serviços de abastecimento de água e esgotamento sanitário localizada no município de Mata de São João/BA. Ela foi construída para

uma vazão de esgoto de 30 litros/seg, entretanto, de acordo com a equipe técnica da EMBASA, atualmente opera com uma vazão de 50 litros/seg de esgoto, atendendo e seguindo as condições e diretrizes da Resolução CONAMA n. 430, de 15/05/2011 e da Resolução CONAMA n. 357, de 17/03/2005 para o lançamento do efluente, sendo elaborados relatórios mensais que são remetidos para o órgão ambiental - Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado da Bahia (INEMA), resultante das análises regulares realizadas por parte da EMBASA.



Figura 4 - Estação de tratamento de efluente Iberostar

Fonte: Bahiadevalor, 2018.

O sistema do processo de tratamento da ETE é convencional e realizado pela EMBASA S/A, sendo o processo de tratamento empregado realizado em três etapas formadas por DAFA – Digestor Anaeróbio de Fluxo Ascendente, associado ao sistema de lodos ativados dotado de decantadores secundários que são necessários para garantir um padrão de qualidade ideal do efluente a ser utilizado na agricultura e conseqüente na qualidade do lodo. O efluente tratado já é utilizado para irrigação de plantas ao entorno da própria estação de tratamento tais como mangueira, cajueiro, coqueiro dentre outras.

De acordo com a Embasa S/A o efluente tratado na ETE Iberostar possui, em média, uma eficiência de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO) de 96%. Na (figura 5) o esgoto passa pelo reator anaeróbio tipo DAFA que retira 70% da matéria orgânica, e segue para o tanque de aeração. Em seguida, o decantador separa o lodo, que retorna ao tanque de aeração para acelerar o processo de digestão aeróbia do efluente tratado visto que o processo restante do lodo segue para secagem e destino final no aterro sanitário.



Figura 5 - Projeto do Sistema Convencional das etapas de tratamento na ETE Iberostar
Fonte: FH Engenharia Ambiental 2018.

- 1-Lagoa aeróbia e anaeróbia
- 2- Digestor Aeróbios de fluxo ascendente (Dafa) ,associado a lodo ativado
- 3- Tanques de Aeração
- 4-Decantador secundário
- 5-Desinfecção 6- Fases sólidas
- 6- Leito de Secagem

4 | RESULTADO E DISCUSSÃO

4.1 Classificação do lodo

Normas e práticas de gestão para a redução de patógenos a níveis aceitáveis para o contato humano ou animal e a redução de vetores são aspectos importantes para o uso do lodo na agricultura. Com base nos critérios de redução de patógenos, a Resolução CONAMA nº 375 de 2006 classifica o lodo em duas categorias: Classe A (seguro para contato direto) usado de forma irrestrita e Classe B (restrito para o uso em terras e culturas).

De acordo com essa mesma Resolução a classificação do lodo é definida em classe onde será permitida somente a aplicação de lodo de esgoto ou produto derivado classe A, exceto sejam propostos novos critérios ou limites baseados em estudos de avaliação de risco e dados epidemiológicos nacionais, que demonstrem a segurança do uso do lodo de esgoto Classe B.

Os requisitos a serem atendidos de patógenos de Classe A e B são mostrados no fluxograma1.

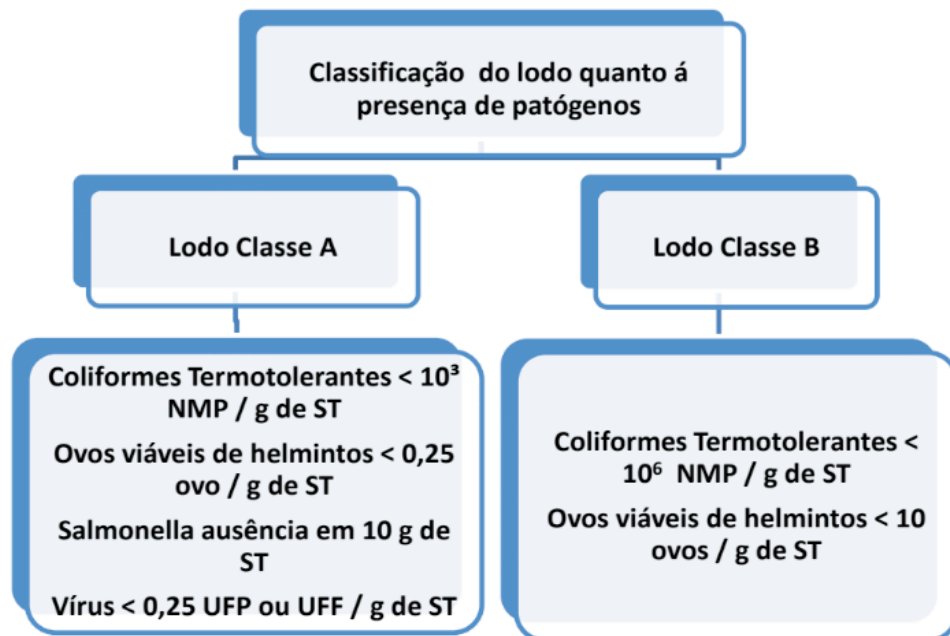


Figura 6 - Classificação do lodo quanto á presença de patógenos.

Fonte: Resolução Conama nº 375 / 2006

ST: Sólidos Totais

NMP: Número Mais Provável

UFF: Unidade Formadora de Foco

UFP: Unidade Formadora de Placa

De acordo com as análises do lodo de esgoto realizadas após a compostagem de Coliformes Termotolerantes e Salmonella mostrada na tabela 1, o lodo de esgoto da Estação de Tratamento Iberostar foi classificado em classe A, apresentando uma qualidade boa e viável de acordo com os parâmetros estabelecidos pela norma supracitada. Essa classificação não se baseou em resultados de ensaios de ovos de helmintos e vírus devido não ter laboratório credenciado em Salvador e na região metropolitana.

Para o processo de plantação das mudas, logo após o processo de compostagem, foram também analisados os limites de quantificação dos metais pesados. Na Tabela 1 são apresentados os resultados da análise das substâncias tóxicas no bio sólido. Nota-se que seus teores estão sempre abaixo do recomendado.

Amostra	Composteira caseira	Código			2304/18-01	Coleta em 25/04/18 12:40
Ensaio	Resultado	Unidade	Limite aceitável (L1)	LQ	Método	
Arsênio (As)	<0,82	mg/kg	41 mg/Kg	0,82	EN 140 ESP (ASTM D5258/02)	
Bário (Ba)	207	mg/kg	1300 mg/Kg	32	EN 140 ESP	
Cádmio (Cd)	<0,49	mg/kg	39 mg/Kg	0,49	EN 140 ESP	
Chumbo (Pb)	8,8	mg/kg	300 mg/Kg	4,5	EN 140 ESP	
Cobre (Cu)	126	mg/kg	1500 mg/Kg	10	EN 140 ESP	
Cromo (Cr)	8,8	mg/kg	1000 mg/Kg	6,5	EN 140 ESP	
Mercúrio (Hg)	<0,14	mg/kg	17 mg/Kg	0,14	EN 140 ESP	
Molibdênio (Mo)	<30	mg/kg	50 mg/Kg	30	EN 140 ESP	
Níquel (Ni)	<11	mg/kg	420 mg/Kg	11	EN 140 ESP	
Selênio (Se)	<1,1	mg/kg	100 mg/Kg	1,1	EN 140 ESP	
Zinco (Zn)	458	mg/kg	2800 mg/Kg	7,5	EN 140 ESP	
Coliformes termotolerantes	2,1 X 10 ²	NMP/g	<10 ³ NMP/g	--	EN 001 MIC (IN 62 / SM 9221)	
Salmonella sp	Ausência em 25 g	P/A em 25g	Ausência	--	EN 042 MIC (VIDAS)	

Tabela 1 - Parâmetros analisados, pelo laboratório Senai/Cimatec, no lodo de esgoto após a compostagem e comparados com o padrão CONAMA 375/2006.

Fonte: autor, 2018

Legenda:

(L1): CONAMA 375/2006. - Tabela 1 (Seção III) e Tabela 1 (Anexo V)

NMP: Número Mais Provável.

LQ: Limite de Quantificação

De acordo com os parâmetros analisados para o atendimento do CONAMA 375/2006 - Tabela 1 (Seção III) e Tabela 1 (Seção V) os resultados reportados nesta exposição para esta amostra atendem aos limites estabelecidos.

Observa-se que os valores obtidos foram bem abaixo dos valores da Resolução, atingindo valores abaixo do limite de quantificação aceitável, como por exemplo, arsênio, cádmio, mercúrio. Os valores que se apresentaram altos tendo em vista o valor numérico encontram-se abaixo do limite estabelecido. Um destaque para o valor de salmonella, que são bactérias Gram negativas, não esporuladas e móveis pertencentes à família Enterobacteriáceas, se encontraram ausentes. Os coliformes termotolerantes são bactérias gram-negativas, em forma de bacilos, oxidase-negativas, caracterizadas pela atividade da enzima β -galactosidase em que a sua presença determina a origem fecal da contaminação, indicando risco da presença de outros microrganismos patogênicos (SUPERBACILOS, 2018). Os valores do número mais provável - NMP de coliformes termotolerantes encontrados nas amostras analisadas estão dentro das conformidades atendendo o valor de $2,1 \times 10^2$ da resolução vigente.

O biossólido foi classificado de boa qualidade, podendo ser utilizado na agricultura, contribuindo assim para a minimização da disposição em aterros sanitários, redução de aplicação de fertilizantes e agrotóxicos no ambiente, reciclagem de nutrientes e

condicionamento físico do solo pelo fornecimento de matéria orgânica.

Conforme a análise da qualidade do lodo ,com vistas à alternativa do uso na agricultura os resultados obtidos após a compostagem de metais pesados foram comparados com limites estabelecidos pelo CONAMA 375/2006, em detalhes na figura 7.

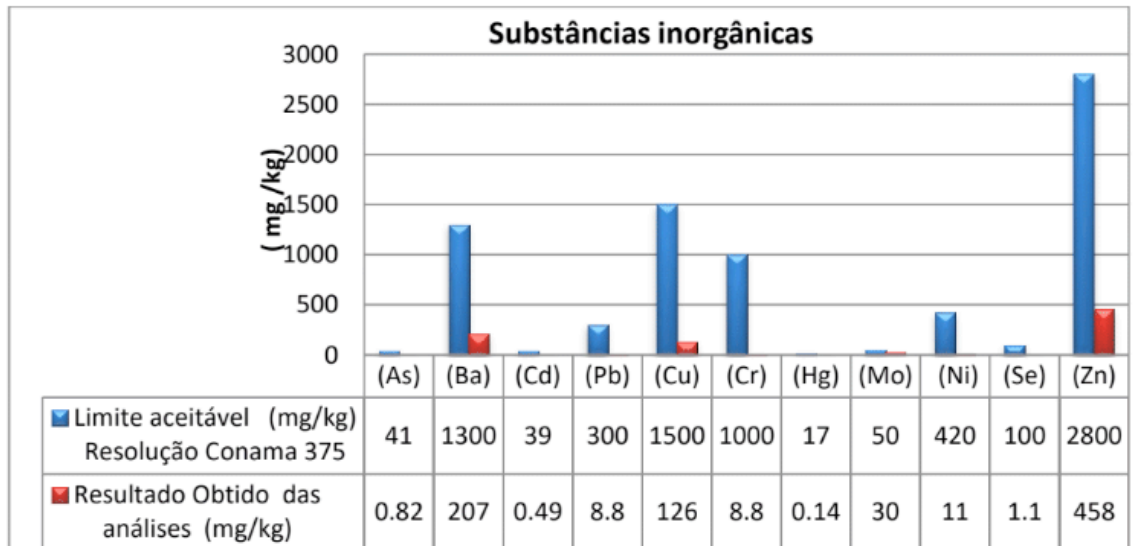


Figura 7 - Resultados obtidos e limite aceitável, pelo CONAMA 375/2006 para o uso do lodo.

Fonte: autor, 2018

4.2 Plantação e monitoramento das mudas do limoeiro

A plantação das mudas de limoeiro ocorreu no dia 18 de abril de 2018. Uma com a mistura do lodo em compostagem muda 1 (Figura 8) e a outra plantada apenas com o solo local muda 2 (Figura 9), apresentando uma distância de 2 m para evitar interferências diversas e externas. O monitoramento teve como objetivo o acompanhamento do crescimento e desenvolvimento das mudas plantadas através de medições do tamanho do caule.



Figura 8- Muda plantada com o lodo de esgoto

Fonte: autor ,2018.



Figura 9 - Muda plantada sem biossólido

Fonte: autor ,2018.

A figura 10 mostra a comparação entre o desenvolvimento e o tamanho das mudas. O acompanhamento do crescimento, permite monitorar a contribuição do biossólido nas mudas de limoeiro, medindo o tamanho do caule a cada três dias para ter um resultado mais preciso, como consta no abaixo.



Figura 10- Tamanho das mudas.

Fonte : Próprio autor, 2018

A tabela 3 mostra a taxa de crescimento de plantas frescas, onde se observou um teor mais elevado de matéria orgânica na muda de limoeiro plantada com a mistura do lodo em compostagem apresentando assim, um melhor desenvolvimento. Nota-se também que a média da taxa de crescimento da muda com o biossólido é de 0,13% ,sendo maior do que a taxa da muda com o solo local que é de 0,084%, demonstrando assim ,que a aplicação do lodo estimulou o crescimento da muda 1 (solo com lodo) quando comparada com a muda 2 (solo local). Referente essa comparação o lodo do esgoto doméstico pode transformar-se em um importante aliado da agricultura, isto é, um fertilizante mais eficiente do que os utilizados atualmente, podendo contribuir para o desenvolvimento não apenas da muda de limoeiro, mas também, para várias outras culturas de plantas.

Data	<i>Muda 1: Solo com lodo</i>	<i>Muda 2: Solo local</i>
	Altura (%)	Altura(%)
22/4	0%	0%
30/4	0,016,%	0,0083%
03/05	0,13%	0,06%
07/05	0,13%	0,084%

Tabela 2- Média da Taxa de crescimento das mudas.

Fonte: autor,2018.

5 | CONCLUSÃO

O biossólido foi considerado de boa qualidade classificado em classe A e viável para o uso em agricultura, com uma média da taxa de crescimento do limoeiro de 0,13% em relação ao solo local. Resultando assim, em uma destinação ambientalmente sustentável para o uso do lodo gerado na estação de tratamento de efluente, promovendo a reciclagem de nutrientes, sendo benéfico ao cultivo de plantas e às características físico-químicas e biológicas do solo reduzindo assim, esse passivo ambiental em aterros sanitários e a aplicação de fertilizantes e agrotóxicos. Do ponto de vista técnico, econômico e ambiental, pode-se concluir que o processo de compostagem para a estabilização do lodo de esgoto sanitário por gradeamento tem

uma grande importância, pois, de acordo com os dados obtidos na análise realizada, foram reduzidos significativamente os metais pesados, obtendo-se resultados: <0,82 mg/kg As ; 207 mg/kg Ba;<0,49mg/kg Cd ;8,8mg/kg Pb; 126 mg/kg Cr ; <0,14 mg/kg Hg ; <30 mg/kg Mo; <11 mg/kg Ni; <1,1 mg/kg Se;458 mg/kg Zn e os agentes patogênicos com resultados de ausência para salmonellas e Coliformes Termotolerantes de Número Mais Provável < 10² NMP / g de ST atendendo os parâmetros estabelecidos pela Resolução Conama 375/2006..

Procedimentos futuros, tais como revisão da Resolução Conama 375/2006, análise dos ovos de helmintos e vírus, serão de extrema importância a fim de corroborar a validação do uso do lodo em agricultura.

6. REFERÊNCIAS

AMBIENTAL, Fh Engenharia. **ETE Praia do Forte - EMABASA**. Disponível em: <<https://www.facebook.com/ambientalfh/photos/a.1343857372303346.1073741829.1335530236469393/1429287670426982/?type=3&theater>>. Acesso em: 05 maio 2018.

BAHIADEVALOR. **Água de esgoto tratada irriga área verde do resort Iberostar**. Disponível em: <<https://www.bahiadevalor.com.br/2018/03/agua-de-egoto-tratada-irriga-area-verde-do-resort-iberostar/>>. Acesso em: 05 maio 2018.

BARBOSA, Graziela Moraes de Cesare; TAVARES FILHO, João. **Uso agrícola do lodo de esgoto: influência nas propriedades químicas e físicas do solo, produtividade e recuperação de áreas degradadas**. Londrina, 2006. CAMARGO, O.A. **Não Custa ser prudente ao dispor lodo de esgoto em solo agrícola!** 2007. Artigo em Hipertexto. Disponível em: <http://www.infobibos.com/Artigos/2007_4/LodoEsgoto/index.htm>. Acesso em: 03. Jun.2017.

EMBASA, Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.a. -. **Governo do Estado da Bahia**. Disponível em: <<http://www.embasa.ba.gov.br/content/participantes-do-i-cobesa-visitam-ete-iberostar>>. Acesso em: 10 nov. 2017.

EPA, Environmental Regulations And Technology; SLUDGE, Control Of Pathogens And Vector Attraction In Sewage. **Control of Pathogens and Vector Attraction in Sewage Sludge: Environmental Regulations and Technology Control of** - JMU Canvas. 2003. Disponível em:<https://www.epa.gov/sites/production/files/201504/documents/control_of_pathogens_and_vector_attraction_in_sewage_sludge_july_2003.pdf>. Acesso em: 29 out. 2017.

MESQUITA, Guilherme Rodrigues Alves. *et.al*. **Viabilidade do lodo de esgoto na agricultura**. Disponível em: <<https://www.tratamentodeagua.com.br/artigo/viabilidade-lodo-de-egoto-na-agricultura/>>. Acesso em: 31 out. 2017.

Norma P 4.230 CETESB AGOSTO de 1999 **Aplicação de Lodos de Sistemas de Tratamento Biológico em Áreas Agrícolas – Critérios para Projetos e Operação**.

OLIVEIRA, Robert Marques de. **Lodo de esgoto tratado no cultivo in vitro de sucupira-preta**. 2015. 66 f. Dissertação (Mestrado em Ecologia e Tecnologia Ambiental) - Universidade Federal de Alfenas, Alfenas, MG, 2015.

PROSAB, Programa de Pesquisa em Saneamento Básico -. **A Gestão dos Biosólidos Gerados em Estação de Tratamento de Esgoto**. Disponível em:<http://www.sanepar.com.br/Sanepar/Gecip/Congressos_Seminarios/Lodo_de_Esgoto/gestao_biossolidos_ETEs.pdf>. Acesso em: 04 nov. 2018.

RESOLUÇÃO NO 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. DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.

RESOLUÇÃO NO 375 , DE 29 DE AGOSTO DE 2006. **Define Critérios e Procedimentos, Para O Uso Agrícola de Lodos de Esgoto Gerados em Estações de Tratamento de Esgoto Sanitário e Seus Produtos Derivados, e Dá Outras Providências.**

RESOLUÇÃO Nº 481, DE 03 DE OUTUBRO DE 2017.. **Estabelece Critérios e Procedimentos Para Garantir O Controle e A Qualidade Ambiental do Processo de Compostagem de Resíduos Orgânicos, e Dá Outras Providências.**

RESOLUÇÃO Nº 430, DE 13 DE MAIO DE 2011 **Dispõe sobre as condições e padrões de lançamento de efluentes**

SUPERBACILOS. **FALANDO UM POUCO SOBRE Salmonella.** Disponível em: <<https://superbacilos.wordpress.com/2013/06/06/falando-um-pouco-sobre-salmonella/>>. Acesso em: 19 maio 2018.

SOUZA, Pauto Vitor Dutra de; SCHAFER, Gitmar. **PRODUÇÃO DE MUDAS DE LARANJEIRAS.** Disponível em: <<http://www.ufrgs.br/agronomia/materiais/000555943.pdf>>. Acesso em: 06 maio 2018.

PAREDES FILHO, Mário Viana. **Compostagem de lodo de esgoto para uso agrícola.** Disponível em: <<file:///C:/Users/JOAO/Desktop/364-380-1-PB.PDF>>. Acesso em: 04 mar. 2018.

USA, Environmental Protection Agency -. **REGULAMENTAÇÃO 503 NORMAS PARA O USO OU DISPOSIÇÃO DE LODO DE ESGOTO.** Disponível em: <<https://pt.scribd.com/document/208591293/USEPA503-NORMAS-PARA-O-USO-OU-DISPOSICAO-DE-LODO-DE-ESGOTO-pdf>>. Acesso em: 04 mar. 2018.

WANGEN, Dalcimar Regina Batista. *et.al.* . **Compostagem doméstica: alternativa de aproveitamento de resíduos sólidos orgânicos.** Disponível em: <http://orgprints.org/24494/1/Wangen_Compostagem.pdf>. Acesso em: 03 abr. 2018.

WIKIHOW. **Como Medir o Crescimento de Plantas.** Disponível em: <<https://pt.wikihow.com/Medir-o-Crescimento-de-Plantas>>. Acesso em: 06 maio 2018.

ANÁLISE DA DEGRADAÇÃO DOS MANGUEZAIS NA CAPITAL SERGIPANA

Fabírcia Vieira

Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Engenharia Ambiental, São Cristóvão – Sergipe

Vanessa Guirra Almeida

Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Engenharia Ambiental, São Cristóvão – Sergipe

Paulo Sérgio de Rezende Nascimento

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Geociências e Análise de Bacias e Departamento de Engenharia Ambiental, São Cristóvão – Sergipe

RESUMO: No decorrer de muitos anos não se deu a devida importância aos manguezais da capital de Sergipe, ocasionando em sua degradação. A crescente urbanização de Aracaju afetou de forma gradativa a destruição dessas áreas, comprometendo desse modo a preservação e conservação desse ecossistema. Os principais fatores que causaram e ainda vem causando essas alterações são: aterros para expansão das cidades, desmatamento, deposição de lixo, assoreamento e lançamento de efluentes. Esses fatores também interferem no ciclo de vida das espécies características desse ambiente, atingindo também as áreas de restingas, devido ao fato dos dois biomas estarem próximos. Desse modo, o objetivo deste

projeto foi mapear as áreas remanescentes e degradadas de manguezais e analisar as áreas remanescentes para que fosse possível comparar a diferença entre às áreas degradadas e não degradadas. Isso foi possível devido a utilização de técnicas de sensoriamento remoto e levantamento cartográfico das áreas de manguezais. Os resultados das edições vetoriais dessas áreas permitiram observar a taxa de degradação do ecossistema na capital, devido à forte influência do crescimento urbano, pois a maior área de degradação foi diagnosticada na sede municipal da cidade, e a ausência de fiscalização do estado e projetos para conscientização da população.

PALAVRAS-CHAVE: Manguezal remanescente. Degradação ambiental. Sensoriamento remoto.

ABSTRACT: In the course of many years the mangroves of the capital of Sergipe were not given due importance, causing in its degradation. The increasing urbanization of Aracaju has gradually affected the destruction of these areas, thereby compromising the preservation and conservation of this ecosystem. The main factors that caused and are still causing these changes are: landfills for city expansion, deforestation, waste disposal, silting and effluent disposal. These factors also interfere in the life cycle of the species characteristic of this

environment, reaching also the restingas areas, due to the fact that the two biomes are close. Thus, the objective of this project was to map the remaining and degraded areas of mangroves and analyze the remaining areas so that it was possible to compare the difference between degraded and undegraded areas. This was possible due to the use of remote sensing techniques and mapping of the mangrove areas. The results of the vector editions of these areas allowed us to observe the rate of degradation of the ecosystem in the capital due to the strong influence of urban growth, since the largest area of degradation was diagnosed in the city's municipal headquarters, and the lack of state inspection and awareness of the population.

KEYWORDS: Remaining Mangrove. Ambiental degradation. Remote sensing.

1 | INTRODUÇÃO

Manguezais são ecossistemas estuarinos tropicais e subtropicais geralmente dominados por formações florestais típicas, de porte variável (de arbustos a árvores com aproximadamente 50 metros de altura), adaptadas morfo e fisiologicamente a gradientes ambientais condicionados pela alternância de períodos submersos (inundação pelas preamares) e de exposição aérea (PELLEGRINI, 2011, p. 25). A ciclicidade das marés é responsável pela dinâmica morfológica e de compostos químicos que condicionam a distribuição dos organismos nesse ambiente, “para o manejo adequado dos manguezais, é essencial que a circulação da água não esteja restrita ou confinada” (VANNUCCI, 2003, p. 64). A vegetação dos manguezais desempenha um papel importante, funcionando como uma bacia de amortecimento de enchentes evitando o assoreamento de extensas áreas litorâneas, tendo grande importância para a drenagem da cidade; o mangue também assume um papel importante ao regular e diminuir as emissões de carbono, além de ser economicamente viável pela quantidade de animais marinhos presentes.

Esse ecossistema é vulnerável devido ao fato de ser um ambiente singular na costa brasileira, pois sua existência depende de relações estabelecidas entre os processos que geraram sua ocorrência até os envolvidos na sua manutenção. A crescente urbanização de Aracaju afetou de forma gradativa a destruição das áreas de manguezais na capital Sergipana, comprometendo o desenvolvimento desse bioma. Os fatores mais alastrantes estão sendo: aterros para expansão das cidades, desmatamento, deposição de lixo, lançamento de esgotos e lançamento de efluentes industriais; além disso por se tratar de um litoral que é integrado por ecossistemas de manguezais e restingas, este naturalmente é rico em recursos alimentares, sendo por este motivo atrativo as populações humanas, as quais muitas vezes não os conservam.

A assolação das áreas de manguezais leva a um déficit catastrófico da faixa litorânea tropical. A queda da produção pesqueira e a perda dos serviços prestados pelos mangues são os maiores danos ocasionados pela destruição dessas áreas,

afetando também de forma negativa a saúde e a educação da população. O processo de urbanização e desenvolvimento é intensamente associado à ocupação de áreas de manguezais e restingas, sendo o aterramento uma prática corriqueira das administrações públicas do município de Aracaju (SE). Assim, os manguezais e restingas são degradados por localizarem-se em regiões urbanas de alto interesse comercial, tornando-os vulneráveis a riscos socioeconômicos e ambientais (ARAÚJO *et al.*, 2011).

Devido aos fatores supracitados, esse trabalho teve como objetivo analisar a degradação do bioma manguezal através do mapeamento das áreas remanescentes de mangues por técnicas de sensoriamento remoto, destacando as áreas degradadas e não degradadas. O mapeamento e identificação dessas áreas teve como finalidade um projeto de fortalecimento de áreas protegidas de mangue e de educação ambiental.

2 | MATERIAL E MÉTODO

A área de estudo refere-se às áreas de manguezais da capital sergipana, a qual possui uma vasta área desse ecossistema preservado e degradado. Os materiais utilizados no desenvolvimento desse trabalho foram: os dados digitais de uso da terra no Estado de Sergipe; os dados correspondentes às áreas degradadas de manguezais; as áreas que possuem restinga e os municípios de Sergipe, disponibilizados gratuitamente no Banco de Dados Georreferenciados do Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos de Sergipe (SEMARH, 2014); e imagens de satélite do município de Aracaju. Para processar, interpretar e confeccionar os mapas temáticos foram utilizados os programas computacionais de geoprocessamento SPRING e QGIS de acesso gratuito e livre, respectivamente.

O procedimento inicial foi a elaboração do mapa de localização da área de estudo (Figura 1), através da aquisição de imagem de satélite no *Google Earth* e importada para QGIS, o qual possui rotinas robustas para criação de *layouts*. Posteriormente, os procedimentos de edição vetorial (fotointerpretação visual de imagens de satélite) foram realizados no SPRING. Esses procedimentos seguiram o método lógico e sistemático desenvolvido por Veneziani e Anjos (1982). Inicialmente, foram criados o Banco de Dado Georreferenciado (BDG) no SPRING e a consecutiva importação das imagens e demais dados vetoriais supracitados. O passo seguinte foi a extração dos polígonos por digitalização manual (fotoleitura) correspondentes as áreas de uso da terra, as quais equivalem as porções remanescentes de mangues e restingas. Em seguida foi realizada uma verificação visual e edição vetorial com ajustes das linhas dos polígonos e respectiva classificação da área de estudo. Por fim, computou-se o número total da área automaticamente pelo *software* QGIS, disponibilizado pela ferramenta tabela de atributos. A partir dos resultados obtidos, analisou-se a totalidade das áreas degradadas e remanescentes.

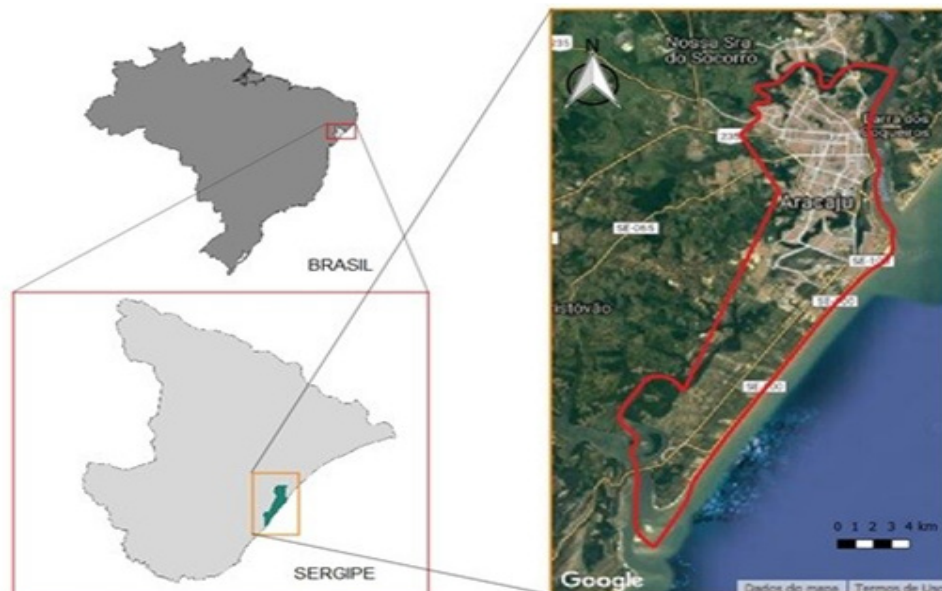


Figura 1: Localização do município de Aracaju em Sergipe.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

No município de Aracaju, os compartimentos dos manguezais predominantes estão localizados no rio Poxim (bairros São Conrado, Farolândia, Jabotiana, Inácio Barbosa e Coroa do Meio); no riacho Tramandaí/rio Sergipe (bairros Jardins e Treze de Julho); no rio do Sal e rio Sergipe (bairros Industrial, Lamarão e Porto Dantas; e nos rios Vaza Barris e Santa Maria (Zona de Expansão Urbana de Aracaju). A partir da delimitação dos polígonos das áreas de mangue e restinga foi possível elaborar os mapas da área de cada ecossistema nas figuras 2 e 3. A (Figura 2) revela uma vasta quantidade de manguezais remanescentes em oposição às áreas degradadas. As áreas remanescentes de manguezais e de restinga são de 0,185 km² e 0,237 km², respectivamente; as áreas degradadas correspondem a 0,060 km², onde a maioria é de manguezais sendo facilmente visualizadas na (Figura 2); essas áreas estão distribuídas em 181,45 km², área total do município de Aracaju.

As figuras 2 e 3 mostram a proximidade do município de Aracaju com a faixa litorânea de Sergipe, instituído atrativo por esse motivo. Além de revelarem também a proximidade entre esses dois biomas (manguezais e restinga) que sofrem pelos mesmos fatores.

Apesar dos manguezais serem considerados Áreas de Preservação Permanente, Reservas Ecológicas e estarem alguns inseridos em Unidades de Conservação, o mapeamento das áreas de mangue revelou uma degradação expressiva em torno da Sede Municipal de Aracaju (coordenadas: 37°2'12,7"W; 11°0'37,3"S e 37°6'45,3"W; 10°53'11"S); por ser uma área de grande utilidade pública e constante crescimento urbano, é possível perceber a ausência de mangues, afetando também a restinga, onde é possível perceber o quanto a mesma é escassa em áreas de interesse comercial.

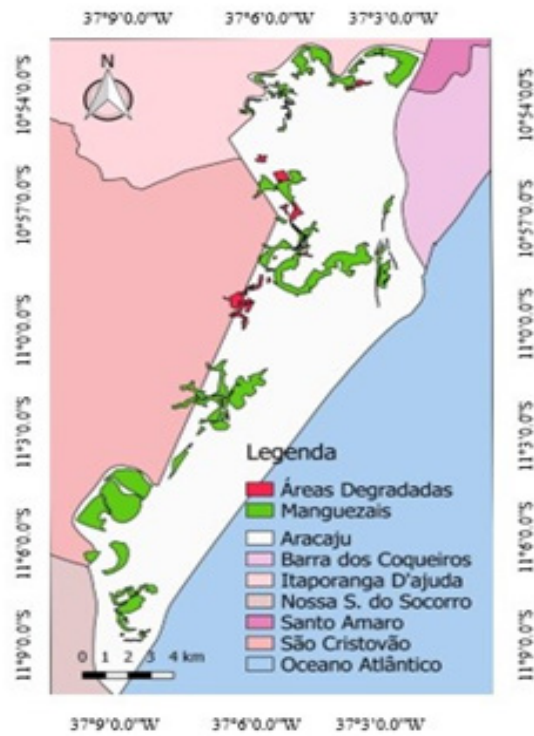


Figura 2: Mapa da distribuição das áreas de Manguezais em Aracaju.

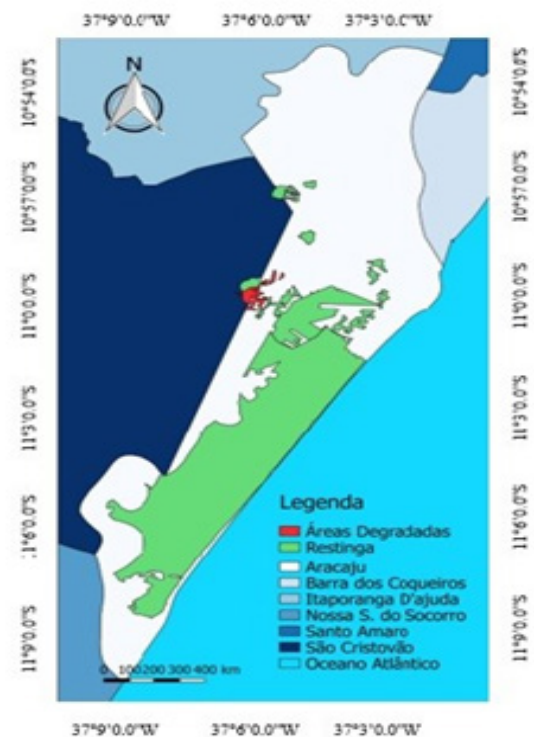


Figura 3: Mapa da distribuição das áreas de Restinga em Aracaju.

4 | CONCLUSÕES

As áreas remanescentes e degradadas de manguezais e restingas foram facilmente identificadas e interpretadas pelos produtos de sensoriamento remoto.

Essas áreas remanescentes estão, gradativamente, sendo substituídas por áreas construídas (urbanização). Caso esses biomas continuem sendo degradados e transformadas em áreas urbanas, a tendência é o desaparecimento destes. Pela análise de dados multitemporais na literatura científica, verificou-se que o interesse comercial e econômico (especulação imobiliária), por uma parte da sociedade, tem ocasionado a eliminação da vegetação desses biomas. Assim, o crescimento urbano deve ser realizado de forma adequada com preservação pela criação de Unidades de Conservação.

Logo, é de suma importância a aplicação de uma política governamental que fiscalize as ações irracionais contra esses ecossistemas, para que haja preservação da tradição cultural, que não afete famílias que dependem da produtividade desses biomas, e uma estruturação de órgãos preocupados com gestão ambiental para que possa beneficiar a conservação desses.

REFERÊNCIAS

ARAÚJO, A. M.; MINEIRO, A. L. B.; CANTALICE, J. R. de B. **Estimativa do potencial de sedimentação e erosão: caso Manguezal do Pina, Recife (PE)**. Engenharia Sanitaria e Ambiental. v. 16, n. 2, p. 133-140, 2011.

PELLEGRINI, J. A. de C. **Vulnerabilidade socioambiental dos manguezais de Garapuá, Cairu/BA frente à inserção da indústria petroleira**. 2010. 265 f. Tese (Doutorado em Meio Ambiente) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 2011.

SEMARH. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos de Sergipe**. Aracaju, SRH, 2014. (DVD).

VANNUCCI, M. **Os Manguezais e Nós**. 2. ed. São Paulo: EdUSP, 2003. p. 244.

VENEZIANI, P.; ANJOS, C. E. **Metodologia de interpretação de dados de sensoriamento e aplicações em geologia**. São José dos Campos: INPE, 1982, v.1, p. 61.

ANÁLISE DO DESCARTE INADEQUADO DE RESÍDUOS DA CONSTRUÇÃO CIVIL E DEMOLIÇÃO EM TERRENOS BALDIOS NO MUNICÍPIO DE ALAGOINHAS - BA

Crislane Santos Nascimento

Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra - DCET II
Alagoinhas – BA

Amanda Pereira Bispo Rêgo

Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra - DCET II
Alagoinhas – BA

Crisliane Aparecida Pereira dos Santos

Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra - DCET II
Alagoinhas – BA

David Brito Santos Junior

Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra - DCET II
Alagoinhas – BA

Hebert França Oliveira

Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra - DCET II
Alagoinhas – BA

Leidiane de Jesus Santana

Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra - DCET II
Alagoinhas – BA

Renato Santos da Silva

Universidade do Estado da Bahia, Departamento de Ciências Exatas e da Terra - DCET II
Alagoinhas – BA

carecem no que diz respeito a existência e aplicabilidade de políticas públicas que ofereçam uma gestão integrada dos resíduos sólidos urbanos. Esta realidade foi acompanhada em Alagoinhas – Bahia através de visitas em bairros por nomes de Riacho do Mel, Alagoinhas IV, Pirinel e Petrolar, nos quais foram identificados pontos de descartes de resíduos sólidos em terrenos baldios. Realizou-se o levantamento das coordenadas geográficas, bem como os registros fotográficos dos locais de descarte, entre abril e julho de 2017. Dentre os resíduos, os resíduos provenientes da construção civil e demolição obtiveram maior índice, sendo constatado que nesta cidade a disposição desse tipo de resíduo está sendo feita de forma incoerente com a legislação ambiental, além de poder causar problemas não só para o meio ambiente e para a estética paisagística, mas também para a saúde da população.

PALAVRAS-CHAVE: Resíduos sólidos urbanos; Terrenos baldios; Problemas ambientais

ABSTRACT: The most Brazilian municipalities lack the existence and applicability of public policies that offer an integrated management of municipal solid waste. This reality was followed in Alagoinhas - Bahia through visits in neighborhoods by Riacho do Mel, Alagoinhas IV, Pirinel and Petrolar, in which solid waste discards were identified in vacant lots. The

RESUMO: A maioria dos municípios brasileiros

geographic coordinates were surveyed, as well as the photographic records of the disposal sites, between April and July 2017. Among the residues, the residues from the construction and demolition obtained a higher index, being found that in this city the disposition of this type of waste is being done in an inconsistent way with environmental legislation, in addition to being able to cause problems not only for the environment and for the aesthetic landscape, but also for the health of the population.

KEYWORDS: Urban solid waste; Uncultivated land; Environmental problems

1 | INTRODUÇÃO

O manejo dos resíduos sólidos é um dos pontos fundamentais do saneamento básico e, portanto, devem-se empregar ações de gerenciamento eficazes a fim de manter a salubridade ambiental. A dinâmica demográfica, o padrão de consumo da sociedade e a ineficácia de políticas públicas específicas desencadeiam uma intensificação na geração de resíduos sólidos urbanos, inclusive os resíduos sólidos da construção civil e demolição (RCD). Apesar do desenvolvimento social e econômico propiciado pelos avanços no ramo da construção civil, o descarte inadequado desse tipo de resíduo pode acarretar danos significativos ao meio ambiente (PIMENTEL, 2013).

A Resolução N° 307/02 do Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA) define tais resíduos como sendo aqueles provenientes de construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, e os resultantes da preparação e da escavação de terrenos de obras. Assim como, estabelece diretrizes, critérios e procedimentos para a gestão dos resíduos da construção civil, e considera importante a implementação das diretrizes para a efetiva redução dos impactos ambientais gerados pelos resíduos oriundos da construção civil, considerando que a disposição inadequada de tais, observado o significativo percentual de RCD em áreas urbanas, ocasiona sérios danos ambientais. Na referida resolução, a responsabilidade pela segregação dos resíduos é do próprio gerador, o qual deve encaminhá-lo para a reciclagem ou outra destinação, além de ser vedado o envio do material para aterros sanitários.

A disposição irregular dos RCD pode gerar problemas na movimentação urbana e de ordem ambiental, interferindo, assim, na saúde pública pela probabilidade de existência de material orgânico, tóxico e, principalmente, pelo favorecimento da proliferação de insetos. A separação correta e a disposição final dos diferentes tipos de resíduos das obras de construção civil permitem uma determinada agregação de valor, através da reutilização, reciclagem e a redução dos custos no tratamento. E o gerenciamento dos resíduos pelo próprio construtor, além de expressar o seu planejamento e responsabilidade ambiental como gerador, traz benefícios sociais, econômicos e ambientais.

A reciclagem pode resultar na redução de custos e do volume de extração da matéria-prima, preservando os recursos naturais limitados, e também na minimização dos problemas com gerenciamento dos resíduos sólidos urbanos nos municípios. Do ponto de vista financeiro, o uso da reciclagem pode trazer benefícios para as empresas construtoras e também para as cidades, em função dos ganhos ambientais associados (VIEIRA, 2004).

Diante do exposto, o objetivo deste artigo é analisar o descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos com foco nos RCD em terrenos baldios de alguns bairros da cidade de Alagoinhas - BA.

2 | OBJETIVOS DO TRABALHO

Analisar o descarte inadequado de resíduos sólidos urbanos com foco nos RCD em terrenos baldios de alguns bairros da cidade de Alagoinhas - BA.

3 | MATERIAL E MÉTODOS

O município de Alagoinhas está inserido na Bacia Sedimentar do Recôncavo Norte, entre as coordenadas 11°55'51" e 12°15'23" de latitude sul e 38°15'00" e 38°35'00" de longitude oeste. Está localizado a 107 km a norte da capital baiana e limita-se com os municípios de Inhambupe ao norte, Araçás e Catu ao sul, Entre Rios e Araçás a leste e Aramari e Teodoro Sampaio a oeste. Sua economia possui estrutura setorial distribuída em 3,61% para a agropecuária, 46,27 para a indústria e 50,12% para serviços. A cidade possui área de 707,380 km², sua população estimada é de 155.979 habitantes e densidade demográfica de 188,67 hab/km² (RIBEIRO, 2008).

Para o desenvolvimento desta pesquisa foram selecionados quatro bairros desta cidade. As escolhas desses bairros foram baseadas em contraste do tamanho territorial e populacional, sendo selecionado um bairro maior (Jardim Petrolar), um mediano (Pirinel) e dois menores (Alagoinhas IV e Riacho do Mel). Foram identificados 67 pontos de descarte inadequado (Figura 1).

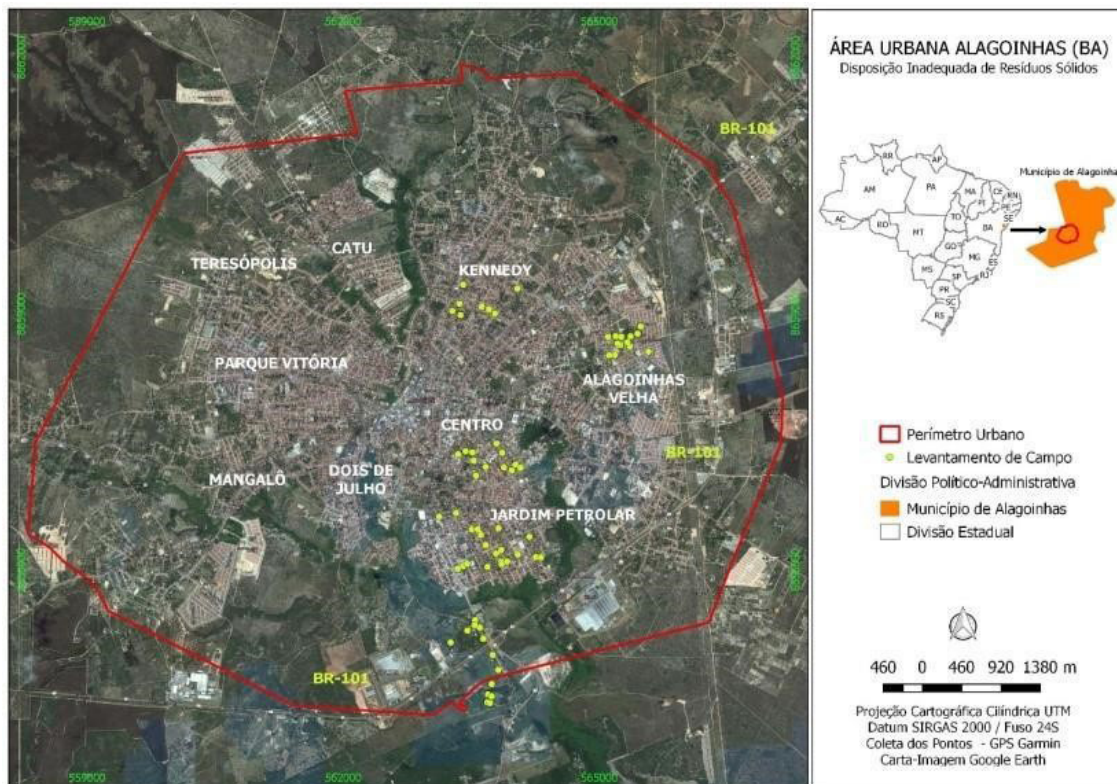


Figura 1: Pontos de disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos em terrenos baldios de bairros de Alagoinhas - BA.

Fonte: Autores (2017).

Foi feito o uso de recursos metodológicos de levantamento de dados por meio de bibliografias pertinentes ao tema e pesquisa de campo, que consistiu no levantamento dos pontos dos terrenos, mediante a utilização do receptor GPS (Sistema de Posicionamento Global) para a coleta das coordenadas geográficas dos locais, além do uso de registros fotográficos complementares realizados no período de 10 de abril a 20 de julho do ano de 2017.

Após a coleta de dados foi possível à realização do mapeamento desses terrenos através da utilização do software de geoprocessamento *Quantum Gis (QGis)*. Estes dados foram tabulados em planilha de Excel, a fim de viabilizar informações quali-quantitativas para um posterior diagnóstico.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Foram identificados o total de 67 terrenos com descartes inadequados de resíduos sólidos urbanos, sendo: 13 na Alagoinhas IV, 8 no Pirinel, 14 no Riacho do Mel e 32 no Jardim Petrolar. Ou seja, um total de 27 nos bairros considerados pequenos, 8 no mediano e 32 no bairro grande.

Nestes bairros foram identificados resíduos sólidos urbanos (RSU's) dispostos de maneira inadequada em contato direto com o solo em terrenos baldios. Os resíduos encontrados diferenciam-se quanto às suas características físico-químicas e biológicas, classificação e periculosidade, sendo subdivididos em resíduos domésticos (RSD),

incluindo orgânicos e inorgânicos, resíduos da construção civil e demolição (RCD) e os resíduos especiais, como pneus e equipamentos eletroeletrônicos. Neste artigo, especificamente, será abordado apenas os RCD.

Segundo a PNRS (Política Nacional de Resíduos Sólidos) resíduos da construção civil e demolição podem ser definidos como aqueles gerados nas construções, reformas, reparos e demolições de obras de construção civil, incluindo os resultantes da preparação e escavação de terrenos para obras civis (BRASIL, 2010).

Os RCD foram identificados em 38 dos 67 pontos de análise. Nesses pontos, foram observados entulhos dispostos diretamente no solo, pisos de cerâmica e objetos provenientes de reformas, como vaso sanitário e pia.

De acordo com a Lei Nº 12305/2010 e a NBR 10004/2004, os resíduos dispostos inadequadamente em terrenos nos bairros visitados (Alagoinhas IV, Riacho do Mel, Pirinel e Jardim Petrolar) na cidade de Alagoinhas, segundo a periculosidade, se subdividem em perigosos e não perigosos. Os resíduos da construção civil são geralmente da classe B, porém a presença de tintas, solventes, óleos e outros derivados pode alterar sua classificação para classe I ou classe II A. A distribuição do tipo de resíduo encontrado pode ser observada na Figura 2.

Por meio do levantamento dos tipos de resíduos encontrados nos bairros estudados foi possível observar o potencial de degradação e os impactos ambientais já causados, o que posteriormente pode vir a se tornar um risco à saúde pública para as localidades.

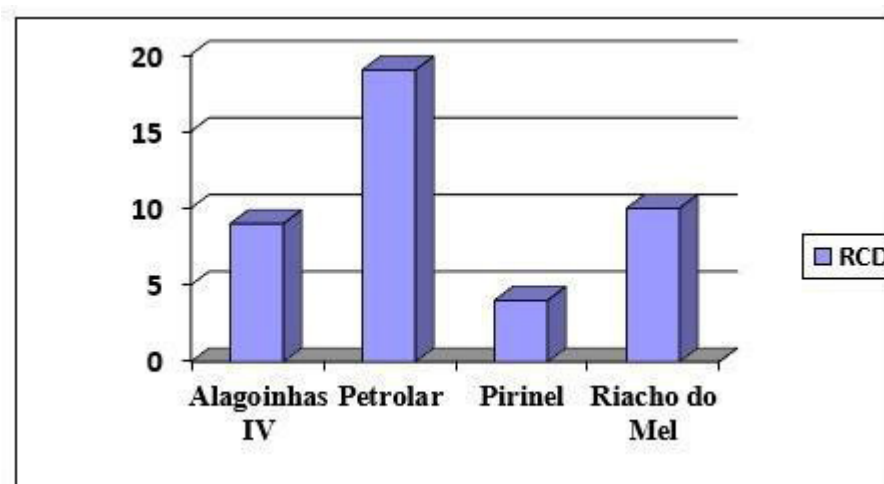


Figura 2: Quantificação dos pontos contendo RCD por bairros analisados.

Fonte: Autores (2018)

Os bairros diferem entre si em extensão e densidade demográfica. O Riacho do Mel, Alagoinhas IV e Pirinel são bairros menores em extensão quando comparados ao Jardim Petrolar, que é um dos maiores bairros da cidade a nível de extensão e povoamento. Devido a isto, este foi o bairro onde foi identificado um número maior de pontos de descartes inadequados dos RCD, que se caracterizam pelo grande volume,

além de potencial abrigo para animais peçonhentos. Esses entulhos são dispostos de forma aleatória por residentes dos bairros (Figura 3).



Figura 3: Pontos de descarte inadequado de resíduos da construção civil e demolição nos bairros de Riacho do Mel (a), Alagoinhas IV (b;e), Pirinel (c) e Jardim Petrolar (d;f).

Fonte: Autores (2017)

A disposição inadequada de resíduos sólidos urbanos é um dos problemas ambientais mais críticos da atualidade. Em Alagoinhas – BA pode ser observado que os pontos identificados não possuem qualquer tipo de autorização dos órgãos ambientais responsáveis, uma vez que o que se percebe é a inexistência de contêineres para alocação destes resíduos, chegando até a serem depositados em áreas com avisos de proibição.

Os problemas se estendem à obstrução de passeios públicos que gera a poluição visual desenvolvendo assim um cenário desagradável para a convivência da comunidade local. Os alagamentos em períodos de chuvas podem ser desenvolvidos pelo arraste destes resíduos aos canais de drenagem causando a obstrução dos mesmos. Todos esses fatores interligados dão margem à proliferação de organismos que transportam o parasita de um hospedeiro para o outro, chamados de vetores e são consequências diretas desta ação em locais inapropriados.

5 | CONCLUSÃO

Durante o estudo, constatou-se um índice significativo de disposição inadequada de resíduos da construção civil e demolição, principalmente no bairro Jardim Petrolar. Os RCD são compostos basicamente de subprodutos oriundos de demolições e de rejeitos de construção, normalmente por partes de concreto, rochas, tijolos, metais,

telhas, tubos, vidros, e em alguns casos madeira.

As consequências dessas disposições indevidas são notórias em todos os quatro bairros visitados, considerando que os pontos identificados encontram-se próximos de residências, escolas, postos de saúde, etc. Dentre os impactos ambientais mais diretos estão à poluição visual, do solo e do ar; alagamento das ruas; proliferação de insetos e animais vetores de doenças; impacto econômico com a desvalorização imobiliária; e o impacto social, já que o descarte inadequado é meio de sobrevivência para alguns carroceiros.

Como assim visto, o acondicionamento e descarte inadequado dos resíduos sólidos urbanos (RSU's) podem causar diversos problemas não só para o meio ambiente e para a estética paisagística, mas também para a saúde pública, através do desenvolvimento e surgimento de agentes patogênicos responsáveis pela proliferação de diversas doenças sendo, portanto, um problema de caráter sanitário.

Dentre os resíduos identificados, os RCD apresentaram maior incidência nos pontos de descartes inadequados. Para a mudança nesse quadro, a destinação alternativa desses resíduos, como por exemplo sua reciclagem como agregados na produção de blocos de pavimentação, alvenaria, etc poderia ser contribuinte tanto a nível econômico quanto socioambiental, dependendo assim de iniciativas em conjunto do poder público e privado e colaboração da população.

REFERÊNCIAS

ABNT. **NBR 10004/2004 – Resíduos sólidos – Classificação**. Associação Brasileira de Normas Técnicas. Disponível em: <<http://www.v3.eco.br/docs/NBR-n-10004-2004.pdf>>. Acesso em: 13 set. 2017

BRASIL. **Lei nº 12.305**, de 02 de agosto de 2010. Institui a Política Nacional de Resíduos Sólidos; altera a Lei nº 9.605, de 12 de fevereiro de 1998; e dá outras providências. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12305.htm> Acesso em: 13 set. 2017.

CONAMA - Conselho Nacional do Meio Ambiente (2002). **Resolução Nº 307, de 5 de julho de 2002**. Ministério das Cidades, Secretaria Nacional de Habitação. Publicada no Diário Oficial da União em 17/07/2002.

PIMENTEL, U. H. O. **A Análise da geração de resíduos da construção civil da cidade de João Pessoa-PB**. 188f. Tese (Doutorado em Arquitetura e Urbanismo – Interinstitucional). Programa de Pós-Graduação em Arquitetura e Urbanismo - Interinstitucional - DINTER Universidades Federal da Bahia (UFBA) e Universidade Federal da Paraíba (UFPB). João Pessoa - PB. 2013. Acesso em: 14 set. 2017.

RIBEIRO, Gilson. **Avaliação Geométrica da Contaminação Urbano-Industrial do Aquífero Recôncavo no Entorno de Alagoinhas, Bahia**. 2008. Trabalho de Conclusão de Curso em Geofísica – Universidade Federal da Bahia.

VIEIRA, G. L.; MOLIN, D. C. C. D. **Viabilidade técnica da utilização de concretos agregados reciclados de resíduos da construção civil e demolição**. Associação Nacional de Tecnologia do Ambiente Construído. Porto Alegre, 2004.

ANÁLISE DO SANEAMENTO BÁSICO NO CONJUNTO COHAB EM ICOARACI NO MUNICÍPIO DE BELÉM-PA

Lucas Cortinhas Cardoso Ferreira

Dicente do curso de Engenharia Ambiental do Instituto de Estudos Superiores da Amazônia (IESAM), Belém-Pará.

Helenice Quadros de Menezes

Professora do Instituto de Estudos Superiores da Amazônia (IESAM), Belém-Pará.

RESUMO: O conjunto de medidas voltadas para a implementação do saneamento básico deve estar constituído de boa infraestrutura, eficaz gerenciamento de resíduos sólidos e equipamentos regularizados para o abastecimento de água potável para a população. E desta forma preservar o meio ambiente, a qualidade e a saúde da população local e diminuir os gastos acarretados pelas enchentes. Portanto buscou-se investigar e levantar dados sobre as condições de saneamento básico no conjunto Cohab de Icoaraci. Avaliando em um primeiro momento 86 pontos, georreferenciados, constituído de 65 bocas de lobo, 8 lixões, 6 Sarjetas, um poço de visita, uma bomba hidráulica e uma caixa de distribuição. Verificando as fragilidades no saneamento básico como os problemas de infraestrutura das bocas de lobo, má disposição de resíduos sólidos ocasionando formação de resíduos a céu aberto, processo de erosão nas ruas devido a precariedades das sarjetas e a

falta de manutenção de equipamentos para o abastecimento água potável. Representando em gráficos e imagens fotográficas suas irregularidades. Em seguida foram aplicados os levantamentos de questionários com 11 pessoas do conjunto que informaram a ocorrência de faltas de água, alteração organoléptica da água, acúmulo de lixo, alagamentos, falta de limpeza das bocas-de-lobo, fortes odores provenientes dos lixos e a falta de estruturas na sarjeta. Para a análise dos parâmetros de pH, turbidez e coliformes da qualidade da água, o qual foram analisados no laboratório da faculdade Estácio de Belém. Que de acordo com a portaria 2914/11 está irregular apenas o Parâmetro de coliformes totais em ensaios preventivos.

PALAVRAS-CHAVE: Saneamento básico, infraestrutura, conjunto Cohab.

ABSTRACT: The set of measures aimed at the implementation of basic sanitation should consist of good infrastructure, effective management of solid waste and regularized equipment for the supply of drinking water to the population. And in this way preserve the environment, the quality and health of the local population and reduce the costs caused by the floods. Therefore, we sought to investigate and collect data on the conditions of basic sanitation in the Cohab complex of Icoaraci. Evaluating in a first moment 86 points, geo-referenced,

constituted of 65 mouths of wolf, 8 dumps, 6 gutters, a visit well, a hydraulic pump and a distribution box. Checking the weaknesses in basic sanitation as the problems of infrastructure of lobo mouths, bad disposal of solid waste causing formation of waste in the open, process of erosion in the streets due to the precariousness of gutters and the lack of maintenance of equipment for the water supply drinking water. Representing in graphs and photographic images their irregularities. Next, questionnaire surveys were carried out with 11 people from the group who reported the occurrence of water shortages, organoleptic alteration of the water, accumulation of garbage, flooding, lack of cleanliness of the lobsters, strong odors from garbage and lack of structures in the gutter. For the analysis of the parameters of pH, turbidity and water quality coliforms, which were analyzed in the laboratory of the Estácio de Belém Faculty, which according to Ordinance 2914/11 is irregular to the Parameter of total coliforms in preventive tests.

KEYWORDS: Basic sanitation, infrastructure, set Cohab.

INTRODUÇÃO

O saneamento básico, é tomado como um conjunto de medidas que modificam ou preservam o meio ambiente para viabilizar as condições de moradias, trabalhando no controle de prevenção de doenças, no melhoramento de qualidade de vida de toda a população através do sistema de abastecimento de água, construção de esgotos e o adequado gerenciamento de resíduos.

Para tanto necessita-se que cidades sejam bem planejadas no início de sua formação para que objetive manter a saúde dos moradores tal qual planejamento é dito por saneamento básico que é o elemento fundamental. Com isto são reduzidos as chances de contágio por diversas moléstias e conseguinte aumento da qualidade de vida. O trabalho tem por objetivo avaliar as condições do saneamento básico do conjunto Cohab.

OBJETIVOS DO TRABALHO

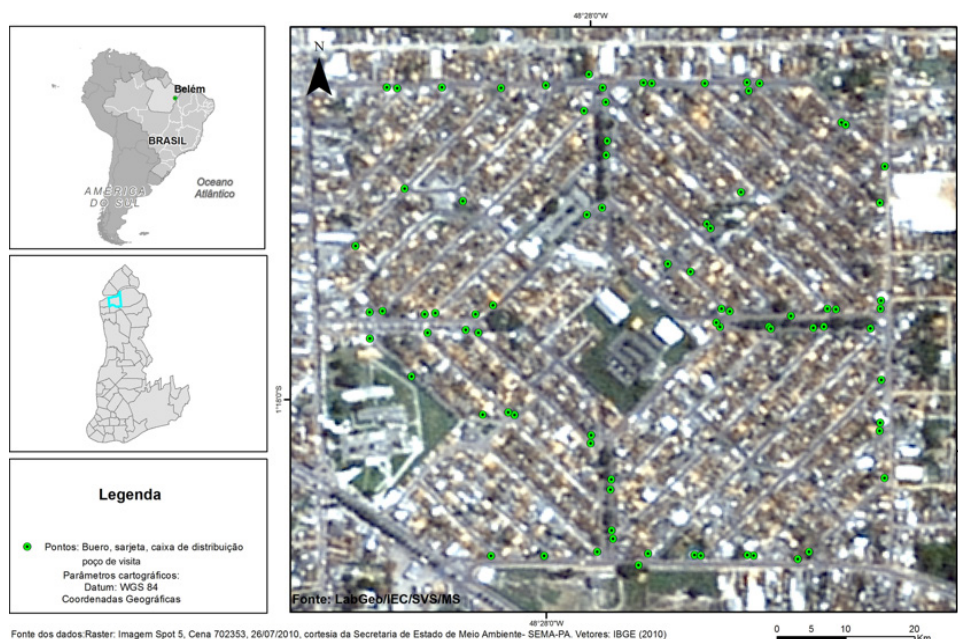
O presente artigo tem como objetivo investigar e levantar dados referentes as condições de saneamento básico no conjunto Cohab, analisando a qualidade da água voltada para o abastecimento e as condições do ambiente ambiental, ressaltando sua necessidade para com a população.

MATERIAIS E MÉTODOS

A área de estudo situa-se no conjunto Cohab no bairro da Campina de Icoaraci do distrito de Icoaraci. Onde foram avaliadas as condições da rede de drenagem, gestão de resíduos sólidos e a qualidade da água potável.

Na primeira etapa foi feito o levantamento fotográfico dos pontos das redes de drenagem, afim de verificar a situação dos componentes da microdrenagem e

observado a situação do descarte dos resíduos sólidos nas vias do conjunto. Os 82 pontos de coleta de dados indentificados no conjunto cohab foram avaliados as suas características e irregularidades que com o auxílio de um GPS foram georreferenciados com o sistema de coordenadas geográficas em WGS 84 conforme mostrado na Mapa 1 elaborado pela Secretaria do Estado e Meio Ambiente (SEMA).



Mapa 1 : Área de estudo e pontos georreferenciados.

Fonte: SEMA (2015).

A aplicação de questionários para cerca de 11 famílias sobre o saneamento do conjunto cohab, ocorreu em agosto de 2015. Em setembro do mesmo ano foi realizado a coleta de amostras de água em 4 residências. Com base na portaria do Ministério da Saúde 2914/11, os parâmetros foram analisados no laboratório da faculdade Estácio de Belém investigando as características de pH, turbidez e coliformes totais.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Através de trabalho em campo foram realizadas análises, com base em imagens fotográficas, voltadas ao gerenciamento de lixo dado ao local, o sistema de rede de drenagem urbana e o de abastecimento. Todos os pontos de análise foram georreferenciados usando equipamento GPS com Datum: WGS 84. Foram visualizados os seguintes problemas:

- Problemas de infraestrutura das bocas de lobo;
- Má disposição de resíduos sólidos ocasionando formação de resíduos a céu aberto;
- Processo de erosão nas ruas devido a precariedades das sarjetas;

- Falta de manutenção de equipamentos para o abastecimento água potável.

Os objetos de estudos para esta etapa foram 65 bocas de lobo, 8 lixões, 6 Sarjetas, 1 poço de visita e uma bomba hidráulica totalizando 82 pontos para estudo. Nas bocas de lobo, dispositivos em forma de caixa coletora construída em alvenaria, com a função de receber as águas pluviais que correm pelas sarjetas e direcioná-las à rede coletora.

Os problemas apresentados foram cerca de 36% voltados a falta de gradeamento, 26% com estrutura precária e 18% com ausência de tampas que aumentavam a possibilidade de obstrução da boca de lobo conforme mostrado na figura 1. Devido a esta deficiência em infraestrutura dos bueiros, são propícios a ocorrência de enchentes em centros urbanos causando danos a propriedades e a proliferação de doenças de veiculação hídrica.

Embora alguns estejam bem estruturados sendo também gradeados e com tampa, 20% encontram-se mal posicionados, conforme visualizado na figura 2. Que ao ficarem retidos em uma área onde a carga de água deslocada tende a ser máxima acaba por aumentar o volume de água percorrido nas sarjetas propiciando alagamento.



Figura 1 – Bueiro submerso devido a obstrução ocorrida. Figura 2 – Boca de lobo com boa infraestrutura, porém mal posicionado.

Fonte: Autores do trabalho (2015).

As sarjetas são dispositivos de drenagem com a função de transportar longitudinalmente a água pluvial para logradouros ou rodovias. Pelo que foi observado no conjunto, grande parte das sarjetas encontram-se dentro dos padrões apresentando revestimento, no entanto, boa parte ainda do conjunto está ausente neste requisito abrindo espaço para processos erosivos e infiltrações. Faz-se necessário revestimento em concreto para as ruas pavimentadas conforme o estabelecido pela NBR 6118.

Foi encontrado, em toda área estudada, apenas um poço de visita irregular não contemplando o critério de estanqueidade (ponto 39 de latitude S 01°17'54.6" e longitude W 48°27'50.5"). Este é um instrumentos implantados nas redes de águas pluviais que visa ligar as bocas de lobo a rede coletora auxiliando na mudança de

direção, de declividade e diâmetro dos tubos da rede coletora, possibilitando acesso para que seja efetuada a inspeção ou limpeza. Portanto faz-se necessário que o instrumento seja devidamente tampado para que seja evitado poluentes que venham a alterar a qualidade da água ou a entupir os tubos da rede coletora.

Dentro do sistema de abastecimento de água potável outro critério a ser avaliado foi o sistema de bombeamento (ponto 67 de latitude S 01°17'49.6" e longitude W 48°28'05.4") que visa abastecer o reservatório elevado do conjunto pertencente a SAAEB (ponto 11 de latitude S 01°17'54.6" e longitude W 48°28'03.6"). Pela figura 3 e 4, é evidente que os equipamentos para bombeamento encontram-se em estado precário de oxidação e vazamentos necessitando troca do equipamento para que não venham alterar a qualidade e a quantidade de água para o abastecimento. Cabe ressaltar que a água usada para abastecer é proveniente de manancial subterrâneo.



Figura 3 – sistema de abastecimento de água potável em estado de oxidação. Figura 4 – vazamento da tubulação percebida pelo acumulo de água envolta da tubulação.

Fonte: Autores do trabalho (2015).

Devido ao irregular gerenciamento dado aos resíduos sólidos no conjunto, são abertas portas para o surgimento de lixões. Este é uma forma inadequada de disposição final de resíduos sólidos, que se caracteriza pela simples descarga do lixo sobre o solo, sem medidas de proteção ao meio ambiente ou à saúde pública. Um exemplo demonstrado pela figura 5 e 6, onde o maior descarte de resíduos a céu aberto é localizado na rua da Maracacuera possuindo fortes odores de matéria orgânica em decomposição.

Os impactos relacionados a geração de resíduos quando não gerenciados corretamente, afetam aspectos sociais e ambientais. Os problemas ligados ao social estão na ocorrência da disseminação de doenças e atração de pessoas de baixa renda para os lixões. E ambientais através da contaminação da água do solo e poluição do ar pelas emissões de gases.

Com relação a infraestrutura de saneamento básico, no contexto da sustentabilidade, este está relacionado tanto ao aproveitamento total de resíduos sólidos urbanos, destinado para a geração de energia, reciclagem, reutilização e compostagem do material residual desde que sejam feitas etapas de triagem prévia para a separação dos mesmos. Como também a sustentabilidade está relacionada

a redução dos padrões de consumo. Estando inserida na política dos 3R's (Reduzir, Reutilizar e Reciclar) onde quanto menor a geração do resíduo maior é o aproveitamento do material através da reciclagem e reutilização. (BARTHOLOMEU, 2011).



Figura 5 e 6 – Maior descarte de resíduo a céu aberto presente no conjunto cohab localizado na rua Maracacuera.

Fonte: Autores do trabalho (2015).

Na segunda etapa do projeto foram realizados levantamentos de questionários para a população residente no conjunto. Foram cerca de 11 pessoas entrevistadas levantando questionamentos onde foram verificadas fragilidades no saneamento básico.

Das 11 pessoas entrevistadas 81% usava a água de torneira para que fossem alcançadas as suas necessidades. Dessa porcentagem, 100% questionou sobre a qualidade da água que apresentava cor de ferrugem e maus odores, Cabe ressaltar que as pessoas que não utilizavam a água da torneira devido a qualidade da água que estava alterada. Cerca de 88,89% confirmaram a constante falta de água dentro das residências ocorrendo nos horários de 7:30 am e 12:00 pm.

Afim de saber com que frequência ocorria falta de água foram colocados as seguintes respostas na quinta questão, pouca, regularmente e frequentemente. A frequência com que falta a água ficou dividida em 50% regular e 50% frequente. Algumas pessoas para que venham utilizar a água para as suas atividades utilizaram-se de bombas própria que foram instaladas nas residências.

Outro questionamento levantado foi referente aos problemas encontrados dentro do conjunto, apresentando as respostas em tópicos. Podendo ou não escolher mais de uma alternativa. O problemas que é mais ressaltado pela população local é o acumulo de lixo, estando em 32%. Pelo que foi relatado este problema não seria originado por parte da falta de coleta de lixo dentro do conjunto, mas sim devido a cultura local que gerava grande quantidade de lixo sem dispô-los adequadamente. Um outro problema apontado pelas pessoas que residem no conjunto foram os alagamentos que gerados em virtude da falta de infraestrutura aplicada no sistema de drenagem urbana devida as irregularidades que se apresentava no local de estudo representando cerca de 28%. Outros problemas que foram abordados foram 16% referente a falta de estrutura na

sarjeta 12% a falta de limpeza das bocas-de-lobo e 12% aos fortes odores proveniente dos lixos.

Pontos	pH	Turbidez (NTU)	Coliformes – EP
1	7,8	0,12	PRESENÇA
2	8,16	0,34	PRESENÇA
3	7,45	0,31	PRESENÇA
4	7,22	3,51	AUSÊNCIA
2914/11	6 – 9	5	AUSÊNCIA

Tabela 1- Parâmetros analisados no laboratório.

Fonte: Autores do trabalho (2015).

Os resultados para parâmetros de pH e turbidez encontram-se dentro do exigido pela portaria 2914/11 do Ministério da Saúde, conforme visualizada a tabela 1. Entretanto Para o parâmetro de coliformes houve discordância com o primeiro parágrafo do artigo 27 desta portaria que prevê ausência de coliformes totais mesmo que em ensaios presuntivos.

CONCLUSÕES

Pelo abordado ao longo do trabalho, dentro da área de estudo, o sistema de rede de drenagem urbana e de abastecimento encontram-se com infraestrutura irregular favorecendo o desenvolvimento de problemas relacionado a inundações e surgimento de doenças por veiculações hídricas. Afetando a saúde, a qualidade de vida dos moradores como também deformidades em propriedades e bens públicos.

A má disposição de resíduos sólidos fortalece o surgimento de mais problemas onde estes acúmulos de lixos pela região podem contaminar tanto os solos como também afetar a qualidade do manancial subterrâneo. Tal qual é utilizada para o abastecimento da população do conjunto. Empregada na alimentação, higiene pessoal e doméstica.

Portanto planejamento é essencial para o saneamento básico. Atuando na redução de distúrbios ambientais, sociais e também, em um ponto de vista econômico, promove a diminuição dos custos gastos com propriedades e bens públicos. Dessa forma o melhoramento da infraestrutura na rede de drenagem, manutenção dos equipamentos para o abastecimento, reciclagem, compostagem e reutilização dos resíduos sólidos trabalham em evitar tais problemas.

Outros pontos abordados foram referentes ao levantamento de questionários, o qual trouxe resultados relevantes aos problemas de saneamento, sendo os de maior ocorrência a constante falta de água, alteração organoléptica da água, acúmulo de lixo e alagamentos. A qualidade da água de abastecimento se mostrou em discordância com a portaria 2914/11 para o parâmetro de coliformes totais.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **Projeto de estruturas de concreto – procedimentos**. Disponível em: <<https://docente.ifrn.edu.br/valtencirgomes/disciplinas/construcao-deedificios/abnt-6118-projeto-de-estruturas-de-concreto-procedimento>>. Acesso em: ago. 2015.

BARTHOLOMEU, Daniela Bacchi. Desenvolvimento sustentável e a questão dos resíduos sólidos. In: BARTHOLOMEU, Daniela Bacchi; CAIXETA-FILHO, José Vicente (orgs.). **Logística ambiental de resíduos sólidos**. São Paulo: Atlas, 2011. 264 p.

BRASIL. **Poços de visita para redes de drenagem**. Disponível em:<<http://187.17.2.135/orse/esp/ES00286.pdf>>. Acesso em: abr. 2015.

BRASIL. **Portaria 2914/11**. Disponível em: <http://www.comitepcj.sp.gov.br/download/Portaria_MS_2914-11.pdf>. Acesso em: abr. 2015.

CANHOLI, Aluísio Pardo. **Drenagem urbana e controles de enchentes**. São Paulo: Oficina de Textos, 2005.302 p.

INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA ESTATÍSTICA. **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:abr. 2015.

ANÁLISE E MAPEAMENTO DE REGIÕES DE DESPEJO DE EFLUENTES NO RIO POXIM POR MÉTODOS DE GEOPROCESSAMENTO NA CAPITAL SERGIPANA

José Alves Bezerra Neto

Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Engenharia Ambiental, Aracaju – Sergipe

Nicole Príncipe Carneiro da Silva

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Geociências e Análise de Bacias e Departamento de Engenharia Ambiental, Aracaju – Sergipe

Paulo Sérgio de Rezende Nascimento

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Geociências e Análise de Bacias e Departamento de Engenharia Ambiental, Aracaju – Sergipe

RESUMO: O Rio Poxim é formado principalmente pelos rios Poxim-Mirim, Poxim-Açu e Pitanga e a sua bacia hidrográfica homônima possui uma área de 398 km² no estado de Sergipe. Em Aracaju, o entorno do Rio Poxim é caracterizado por bairros populosos e zonas de expansão. Assim, no final de seu percurso, até desaguar no Rio Sergipe, recebe uma grande carga de efluentes, principalmente de resíduos urbanos, facilmente percebível pelo odor e coloração de suas águas, comprometendo a sua capacidade de autodepuração. Dessa forma, os objetivos desse trabalho foram identificar o ponto de despejo e os impactos ambientais ao longo do Rio Poxim localizada na cidade de Aracaju. A metodologia contemplou fases de definição

da área de estudo, revisão bibliográfica, coleta e processamento de dados digitais e construção de mapas temáticos em *softwares* de geoprocessamento. Os mapas temáticos e o trabalho de campo possibilitaram analisar qualitativamente os impactos ambientais decorrentes dos efluentes urbanos e industriais. Foi identificada a área de despejo de efluentes urbanos contidos em Aracaju que poderão vir a subsidiar estudos futuros sobre a qualidade da água, contribuindo com o desenvolvimento e implementação de soluções para a recuperação da área degradada e para o monitoramento ambiental.

PALAVRAS-CHAVE: Sub-bacia do Poxim; Efluentes urbanos; Impacto ambiental.

ABSTRACT: The Poxim River is formed mainly by the rivers Poxim-Mirim, Poxim-Açu and Pitanga and its basin has an area of 398 km² in the state of Sergipe. In Aracaju, the surroundings of the Poxim River is characterized by populated neighborhoods and expansion zones. Thus, at the end of its course, until it empties into the Sergipe River, it receives a large load of effluents, mainly from urban waste, easily perceivable by the odor and color of its waters, compromising its capacity for self-purification. Thus, the objectives of this work were to identify the dumping point and environmental impacts along the Poxim River located in the city of Aracaju.

The methodology included phases of definition of the area of study, bibliographic review, collection and processing of digital data and construction of thematic maps in geoprocessing software. The Thematic maps and the fieldwork made it possible to qualitatively analyze the environmental impacts of urban and industrial effluents. The urban effluent disposal area in Aracaju was identified and could support future studies on water quality, contributing to the development and implementation of solutions for the recovery of the degraded area and for environmental monitoring.

KEYWORDS: Poxim sub-basin; Urban effluents; Environmental impact.

1 | INTRODUÇÃO

No estado de Sergipe, a Sub-bacia do Poxim compreende uma área de 398 km² limitada ao sul pela Bacia Hidrográfica do Rio Vaza Barris e, ao norte, pelo Rio Sergipe. O Rio Poxim é um dos principais afluentes do Rio Sergipe, formado principalmente pelos rios Poxim-mirim, Poxim-açu e Pitanga. A parte desta Sub-bacia hidrográfica, inserida na região metropolitana de Aracaju, é a que apresenta o intenso processo de ocupação desordenada ao longo das últimas décadas, gerando impactos negativos no corpo hídrico. Como consequência disso, há uma grave redução na oferta hídrica, ocasionada pelo aumento da poluição do rio (VASCO et al., 2011). O desenvolvimento urbano trouxe muitos benefícios, entretanto, ele não ocorre de forma sustentável. O crescimento desordenado da cidade tem gerado prejuízos ao meio ambiente e, conseqüentemente, tem afetado a qualidade de vida dos indivíduos de um modo geral. O uso de tecnologias e instalações pouco adaptadas às condições locais também tem contribuído para a degradação da área.

Em termos ambientais, o preço do desenvolvimento acelerado é alto em função de uma possível escassez de recursos naturais no futuro (SOUZA, 2009), e a água é um dos recursos mais afetados (SILVA, 2013). Segundo este autor, a ocupação desordenada e irregular somada às atividades agrícolas e industriais promovem a degradação e escassez dos recursos hídricos, em qualidade e quantidade, através da poluição, desmatamentos, assoreamentos, lançamentos de efluentes domésticos e industriais sem tratamento. Isso tem gerado discussões acerca de qual desenvolvimento garantirá a vida no planeta com qualidade, inclusive a do homem, hoje e no futuro.

A cidade de Aracaju foi construída às margens dos rios Sergipe e Poxim, sobre estuários e manguezais, e o que se observa é que a falta de planejamento gerou graves mudanças ambientais, como a má qualidade da água para abastecimento e a precariedade ou ausência de saneamento básico (SOUZA, 2009). O aumento da densidade demográfica nos arredores do Poxim implica no crescimento de resíduos gerados, na grande carga de despejos de efluentes domésticos e industriais lançados sem devido tratamento e numa menor capacidade de recuperação do rio. O Poxim atravessa o Distrito Industrial de Aracaju nos bairros Jabotiana, Inácio Barbosa e

São Conrado onde estão instaladas fábricas de produtos alimentícios, metalurgia, produtos químicos, movelarias, entre outras, aumentando a carga poluidora do rio, onde despejam seus dejetos químicos (SANTOS; SOUZA, 2015). Atualmente o abastecimento de água da capital sergipana é de apenas 27%, em oposição aos 70% das últimas décadas do século XX (VASCO et al., 2011). Em suas margens, mesmo em condições de insalubridade, é possível encontrar famílias habitando barracos, sem saneamento básico, ocasionando a má qualidade de vida dos munícipes (SANTOS; SOUZA, 2015). Para isso utilizou-se de ferramentas de geoprocessamento, que produzem resultados robustos na avaliação ambiental (FRITZ, 2008).

Dessa forma, os objetivos do trabalho foram o mapeamento temático e a análise qualitativa dos impactos ambientais ao longo do trecho de percurso do Rio Poxim na área urbana de Aracaju (SE), visando identificar os pontos críticos de despejos de efluentes urbano e industriais.

2 | MATERIAL E MÉTODO

O presente trabalho foi realizado no Laboratório de Geoprocessamento (LAGEO) do Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária (DEAM), na Universidade Federal de Sergipe (UFS), utilizando os seguintes materiais e métodos: (i) definição da área de estudo (Figura 1), que compreendeu o limite territorial ocupado pelo Rio Poxim dentro da cidade de Aracaju e os bairros circunvizinhos - São Conrado, Farolândia, Inácio Barbosa e Jabotiana; (ii) aquisição e leitura de artigos e materiais acadêmicos relacionados ao tema na internet e biblioteca (iii) instalação dos softwares SPRING (desenvolvido pelo INPE e disponibilizado gratuitamente), QGis (software livre da Open Source Geospatial Foundation - OSGeo) e imagens de satélite do Google Earth (desenvolvido e distribuído pelo Google); (iv) desenvolvimento de habilidades de operacionalização das respectivas ferramentas de geotecnologias; (v) aquisição dos dados vetoriais e matriciais (raster) no Atlas Digital sobre Recursos Hídricos de Sergipe (SEMARH 2014); (vi) compilação, digitalização, edição e processamento dos dados georreferenciados; (vii) produção de mapas temáticos a partir do SPRING e do QGIS; (viii) análise qualitativa baseada nos dados fornecidos pelo IBGE; e (ix) trabalho de campo.

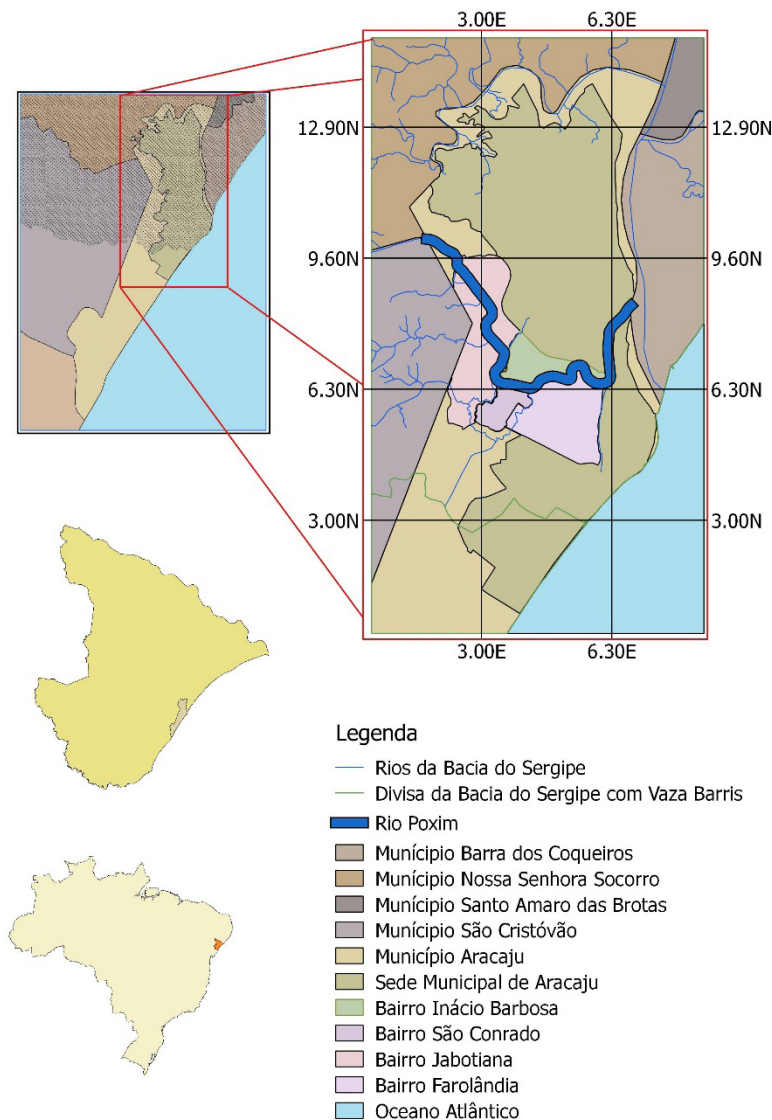


Figura 1. Mapa de Localização da Área de Estudos.

Para a operacionalização e compilação dos dados georreferenciados e para a construção dos mapas temáticos, primeiramente, foi necessário entender os fundamentos, potencialidades e limitações das técnicas de geoprocessamento e, principalmente, a manipulação dessas ferramentas. Para a instalação do *software* SPRING foi necessário escolher um gerenciador de Banco de Dados (BD), no caso, o SQLite. Em seguida, definiu-se a sua estrutura interna contendo as coordenadas geográficas da área de estudo, na projeção UTM 24S e Datum SIRGAS-2000. Nele foram estabelecidas as categorias que correspondem os modelos de dados dos tipos temático e imagem, para importar e armazenar arquivos vetoriais (no formato *shapefile*), e matriciais (no formato *GEOTIFF*). A partir daí, deu-se início às importações dos arquivos do Atlas Digital da SEMARH, visualizáveis e manipuláveis nos Planos de Informação (PI) das categorias criadas, para começar o processo de digitalização, edição e interpretação visual das imagens de satélite.

A partir do Anuário Estatístico 2015 do município de Aracaju, obteve-se a área e quantidade de habitantes por bairro, além da densidade demográfica e taxas de

crescimento de cada um deles. Com esses novos dados, determinou-se qual dos bairros é o maior gerador de efluentes despejados ao longo do Poxim, considerando que os bairros de maior densidade demográfica geram uma maior quantidade de efluentes em relação aos demais. Após essa análise, foi realizado o trabalho de campo, através de perfis com direção NW-SE e NE-SW.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

O Anuário Estatístico de 2015 do município de Aracaju tornou possível a extração de informações como a área dos bairros, população, densidade demográfica e taxa de crescimento de cada um no ano de 2015 e entre os anos de 2000 e 2010 (Tabela 1). De acordo com o anuário, Aracaju apresenta uma população total de 571.149 habitantes, sendo que 99.976 estão concentradas nos bairros por onde passa o Rio Poxim, ou seja, 17,5% da população municipal está concentrada num território que corresponde a, aproximadamente, 11% da área total do município. Por conta dessa má distribuição demográfica, o rio recebe uma grande carga poluidora, dificultando ainda mais sua recuperação.

Segundo SANTOS et al. (2015), a quantidade de coliformes termotolerantes encontrada em suas análises sobre a qualidade da água do Poxim ultrapassou os valores estabelecidos pelo CONAMA 357/05. Esses coliformes são característicos de fezes humanas e de animais homeotérmicos, mas podem estar presentes em ambientes que não tenham sido contaminados por material fecal. Além disso, o Rio Poxim também apresenta DBO elevada e baixas concentrações de OD (Oxigênio Dissolvido), o que evidencia que há grande quantidade de biomassa no rio, oriunda da matéria orgânica lançada sem o tratamento adequado. Esses dados estão em desacordo com a Lei nº 9.433/97 e seu objetivo de assegurar à atual e às futuras gerações a disponibilidade de água, em padrões de qualidade adequados ao uso múltiplo da água.

BAIRRO	ÁREA (km ²)	POPULAÇÃO	DENSIDADE DEMOGRÁFICA	TAXA DE CRESCIMENTO ANUAL (%)	TAXA DE CRESCIMENTO (2000-2010)
Farolândia	6,3238	38.257	6.049,65	3,47	40,59
Inácio Barbosa	3,5454	13.887	3.916,89	6,05	79,93
Jabotiana	6,9591	17.157	2.465,41	5,85	76,64
São Conrado	3,0790	30.675	9.962,55	2,11	23,21
TOTAL	19,9073	99.976	5.022,08	-----	-----

Tabela 1. População Residente, Área e Densidade demográfica, segundo a PMA/SEPLOG, por Bairro.

Verifica-se um ponto crítico de despejo no afluente do Rio Sergipe (Figura 2 e 3), localizado entre os bairros do Inácio Barbosa e São Conrado, sendo este último,

o de maior densidade demográfica dentre os quatro bairros. A localização desse ponto é importante, pois é um dos parâmetros indispensáveis para aplicação de uma modelagem matemática afim de conhecer o comportamento espacial e temporal da dissolução do efluente no rio. O fato desse ponto estar situado no bairro de maior densidade demográfica torna esse estudo ainda mais relevante. A partir da obtenção desses dados é possível prever e reconhecer áreas de maior contaminação, além da capacidade de projetar, desenvolver e aplicar as medidas necessárias para recuperação do rio. Fontes de poluição difusa impossibilitadas de serem cartografadas foram verificadas em campo.

Os bairros Inácio Barbosa e Jabotiana (zona de expansão) possuem um alto índice de crescimento populacional. Comparados com o bairro de maior densidade demográfica (São Conrado), o Inácio Barbosa detém de um crescimento anual de 2,87 vezes maior, já o bairro Jabotiana possui uma relação de 2,77 maior, ou seja, praticamente para cada cem novos habitantes em São Conrado há trezentos para os outros dois. As elevadas taxas de crescimento somadas à falta de planejamento na construção desses bairros, que dão origem a uma nova carga de efluente, promoverão uma maior e mais rápida degradação de um dos principais afluentes do Rio Sergipe, se não tiver tratamento e despejo adequados.

Devido à grande importância do Rio Poxim para o município de Aracaju, o lançamento de esgotos *in natura* torna-se um grande problema, podendo haver consequências para o meio ambiente e para a saúde da população. Esses despejos podem alterar diversos parâmetros de qualidade da água, dentre eles, nutrientes, presença de organismos patogênicos, mudança do pH e sólidos dissolvidos ou em suspensão. Essa descarga causam a eutrofização do rio e contribuem com a proliferação de doenças de veiculação hídrica, geram impactos sobre a fauna e flora, dentre diversos outros problemas socioambientais.

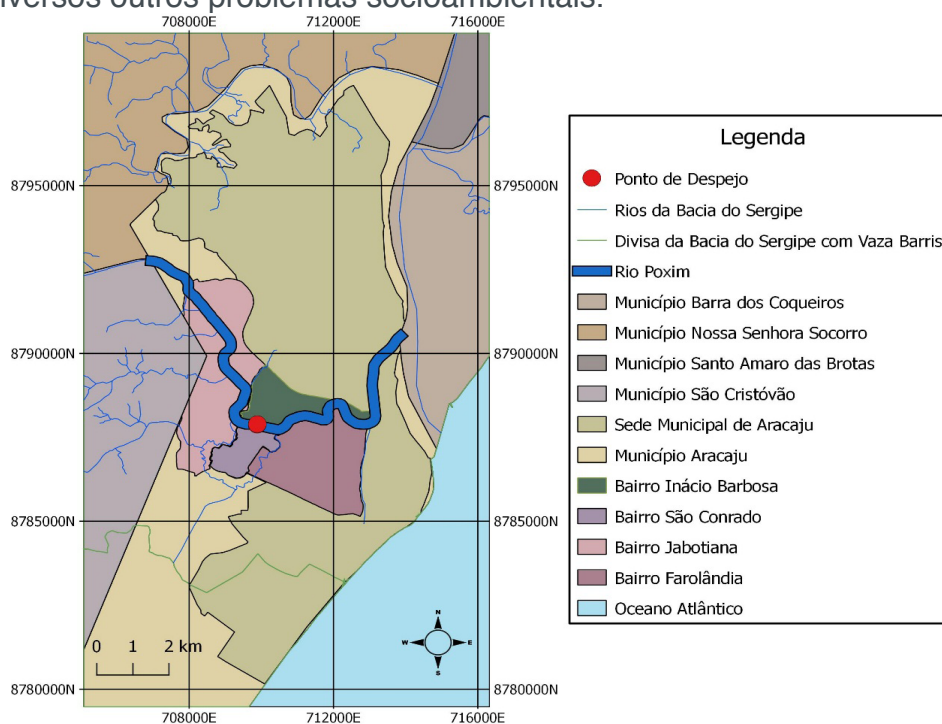


Figura 2. Mapa de localização do Ponto de Despejo de Efluentes entre os bairros Jabotiana, São Conrado, Farolândia e Inácio Barbosa sobre o Rio Poxim.

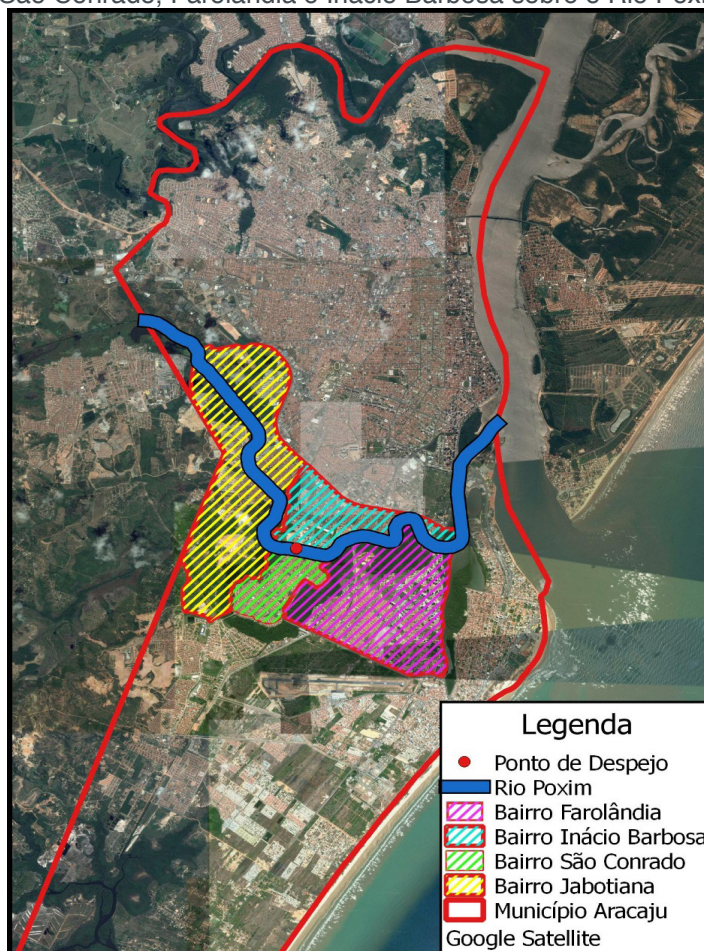


Figura 3. Imagem de Satélite do Ponto de Despejo de Efluente entre os bairros Jabotiana, São Conrado, Farolândia e Inácio Barbosa sobre o Rio Poxim.

4 | CONCLUSÕES

Os mapas confeccionados contribuirão fundamentalmente para uma melhor visualização e análise da área de estudo. Através dos dados fornecidos Anuário Estatístico 2015 de Aracaju, notou-se que 17,5% da população aracajuana habita uma área de aproximadamente 11% do território municipal. Dentre dos bairros estudados, o São Conrado apresentou a maior densidade populacional, enquanto que o Inácio Barbosa apresentou maior crescimento populacional entre os anos 2000 e 2010 (79,93%) e também o maior crescimento populacional anual (6,05%). A análise dos procedimentos de geoprocessamento, utilizando os dados digitais da SEMARH, mostrou que há um ponto de despejo no trecho do Poxim estudado e que está localizado exatamente entre o São Conrado e o Inácio Barbosa. Assim, a confecção dos mapas, a partir de métodos de geoprocessamento, foi importante para correlacionar os bairros estudados e o crescimento populacional da região com a atual condição de salubridade do Rio Poxim em Aracaju, identificando o ponto de despejo de efluentes, fonte poluidora direta da área de estudos, com o lançamento de efluentes

urbanos e industriais. Esses resultados colaboram para a implementação de medidas de intervenção junto a essas fontes poluidoras, a essas áreas de concentração de poluentes, e às populações expostas a risco, além de ajudar na execução do plano de recuperação da área degradada e no monitoramento ambiental.

REFERÊNCIAS

FRITZ, P. R. **Geoprocessamento sem Complicação**. São Paulo: Oficina de Textos, 2008.

SANTOS, L. R. SOUZA, C. S. **Degradação da qualidade das águas do rio Poxim em função do intenso processo de urbanização**. In: CONGRESSO INTERNACIONAL REDE DE SANEAMENTO E ABASTECIMENTO DE ÁGUA, 2., 2015. *Anais...* Sergipe. Universidade Tiradentes. 2015.

SEMARH. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos de Sergipe**. Aracaju: SRH, 2014. (DVD).

SILVA, M. G. da. **Modelagem ambiental na bacia hidrográfica do rio Poxim-açu/se e suas relações antrópicas**. 2013. 244f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Núcleo de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe. Aracaju, 2013.

SOUZA, C. S. de. **Biodegradação de efluentes sanitários no estuário do rio Poxim em Aracaju/Se**. 2009. 106f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente). Núcleo de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente. Universidade Federal de Sergipe. Aracaju, 2009.

VASCO, A. N.; BRITTO, F. B.; PEREIRA, A. P. S.; MÉLLO JÚNIOR, A. V. M.; GARCIA, C. A. B.; NOGUEIRA, L. C. Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil. **Revista Ambiente & Água**, v. 6, n. 1, p. 118- 130, 2011.

APA DA FAZENDINHA: CONSCIENTIZAÇÃO DOS PROBLEMAS AMBIENTAIS LOCAIS POR PARTE DOS MORADORES ENTRE OS ANOS DE 2013 A 2015

Pedro Ribeiro da Silva Neto

Centro de Ensino Superior do Amapá, CEAP<
Curso de Arquitetura e Urbanismo
Macapá – Amapá

Tatiana Santos Saraiva

Centro de Ensino Superior do Amapá, CEAP<
Curso de Arquitetura e Urbanismo
Macapá – Amapá

Bruno Alves Lima Porto

Centro de Ensino Superior do Amapá, CEAP<
Curso Engenharia Civil
Macapá – Amapá

RESUMO: AAPA da Fazendinha foi inicialmente denominada de Parque Florestal de Macapá, pelo Decreto nº 30 de 1974, no ainda território federal do Amapá. Através do decreto nº 20 de 1984 do território federal do Amapá, sobre a mesma área do então Parque Florestal de Macapá, foi criada a Reserva Biológica da Fazendinha e em 2004 esta foi designada Área de proteção ambiental da Fazendinha. Conforme a Lei 9985/00, o SNUC, a APA é uma área “com certo grau de ocupação humana, dotada de atributos abióticos, bióticos, estéticos ou culturais especialmente importantes para a qualidade de vida e bem-estar das populações humanas, e tem como objetivos básicos proteger a diversidade biológica, disciplinar o processo de ocupação e assegurar a sustentabilidade

do uso dos recursos naturais”. A área em questão apresenta problemas relacionado ao planejamento urbano e sanitário, mas ainda se encontra em boa parte conservada, sendo que grande parte de seus moradores entendem a importância da proteção do meio ambiente, apesar de não tomarem muitas atitudes inerentes a melhoria local. O objetivo deste trabalho é analisar se houve evoluções relacionadas a conscientização dos problemas ambientais locais por parte dos moradores, verificando o nível de consciência ambiental do morador. Serão realizadas pesquisas locais sobre este assunto, além de buscas à jornais e outras fontes. Estas informações facilitam a execução de um trabalho relacionado a educação ambiental para moradores, fazendo com que eles tomem atitudes mais sustentáveis relacionadas ao processo de ocupação do solo, ao uso dos recursos naturais e a proteção da diversidade biológica. Com isso, melhoram sua qualidade de vida e protegem o meio ambiente. **PALAVRAS-CHAVE:** APA da Fazendinha, políticas públicas, qualidade de vida.

ABSTRACT: The APA da Fazendinha was initially denominated Parque Florestal de Macapá, by Decree nº 30 of 1974, in the still federal territory of Amapá. Through Decree No. 20 of 1984 of the federal territory of Amapá, on the same area of the then Macapá Forest Park,

the Biological Reserve of Fazendinha was created and in 2004 this was designated Environmental Protection Area of Fazendinha. According to Law 9985/00, SNUC, APA is an area “with a certain degree of human occupation, endowed with abiotic, biotic, aesthetic or cultural attributes that are especially important for the quality of life and well-being of human populations, and has as basic objectives to protect biological diversity, to discipline the occupation process and to ensure the sustainability of the use of natural resources. “The area in question presents problems related to urban and sanitary planning, but is still largely conserved, and most of its residents understand the importance of protecting the environment, even though they do not take many actions inherent to local improvement. The objective of this work is to analyze if there were evolutions related to the awareness of local environmental problems by the residents, verifying the level of environmental awareness of the resident. Local surveys will be conducted on this subject, as well as searches for newspapers and other sources. This information facilitates the execution of work related to environmental education for residents, making them take more sustainable actions related to the process of land occupation, the use of natural resources and the protection of biological diversity. With this, they improve their quality of life and protect the environment.

KEYWORDS: APA da Fazendinha, public policies, quality of life.

INTRODUÇÃO

A APA da Fazendinha historicamente iniciou-se primeiramente como Parque Florestal de Macapá, segundo o Decreto nº 30 de 1974, no ainda território federal do Amapá. Neste decreto apenas foram demarcados seus limites: “Faz frente (norte) para rodovia Salvador Diniz, Fundos (sul) com o rio Amazonas, a esquerda (oeste) com o igarapé da fortaleza e a direita (leste) com terras pertencentes ao posto agropecuário de Macapá”. Através do decreto nº 20 de 1984 do território federal do Amapá, sobre a mesma área do então Parque Florestal de Macapá, foi criada a Reserva Biológica da Fazendinha. Agora como reserva biológica, seu objetivo seria, segundo o decreto, “[...] preservação e proteção integral e permanente do ecossistema e recursos naturais da área[...] para fins de estudos científicos, educacionais e culturais”.

O instituto de Terras do Amapá (TERRAP), em 1998, reconheceu a existência de famílias habitando dentro da Reserva biológica, porém das 162 famílias, apenas 6 obtiveram documentos emitidos prefeitura de Macapá ou pela marinha, que dariam as famílias direito de ocupação. A presença de ocupantes na Reserva ficou marcada por conflitos fundiários e luta por direito à terra, principalmente por parte dos ribeirinhos que vinham das ilhas próximas (FERREIRA, 2011).

Após a criação do da Lei 9.985 de 18 de julho de 2000, com a criação da categoria Área de proteção Ambiental – APA – então iniciou-se negociações para mudança de categoria para poder manter a população local, o que somente ocorreu em 31 de dezembro de 2004, através da lei estadual nº 873. Na figura 1 é possível verificar a localização da APA da Fazendinha



Figura 1- localização da Apa da Fazendinha. Fonte Google Earth

A APA da Fazendinha se encontra adjacente a Santana, segundo maior município do Amapá, apenas separada pelo igaraapé da fortaleza. Distante 15 quilômetros de Macapá, onde fica a SEMA, sua sede administrativa. A área é de fácil acesso tanto pela rodovia, quanto de barco, visto que o igaraapé da fortaleza é um importante porto para o comércio do que é produzido nas ilhas.

A SEMA, órgão estadual responsável pela administração direta, possui uma base na APA, porém ela nem sempre está ativa, sendo suas atividades mais comuns as de educação ambiental, a exemplo da biblioteca ambiental instalada no local, porém, administrativamente, fica aquém do esperado, pois quando esperado a resposta a demanda locais, sempre há promessas feitas, e que acabem por não serem cumpridas, o que acaba minando o diálogo entre o Órgão e os habitantes (DINIZ, 2011).

OBJETIVO

Este trabalho pretende investigar melhoras pertinentes a conscientização por parte dos residentes da APA da Fazendinha, relacionadas respeito e equilíbrio ao meio ambiente local, verificando o nível de consciência ambiental do morador

MÉTODO

Será utilizada a pesquisa descritiva, onde fatos são observados, registrados, analisados, classificados e interpretados, sem interferência do pesquisador. São utilizadas técnicas padronizadas de coleta de dados, através de entrevista com o Guarda Parque Nerivan e observações do local.

RESULTADO

Na última década, houve grandes interferências da CEMA e de grande número de ONGs, referentes a cursos de reciclagem de materiais locais e conscientização da sustentabilidade, do respeito ao meio ambiente. As ONGs geralmente orientaram a comunidade de forma esporádica, visando seus próprios objetivos, sem dar continuidade ao trabalho. A CEMA trabalha com maior assiduidade, tentando dar assistência a comunidade e também buscando o cumprimento da legislação destinada a APA.

Uma das exigências da CEMA é o impedimento de construções no local. Segundo entrevista feita com o Guarda Parque Nerivan, apesar de grande esforço feito por parte dele e da CEMA, ainda existem casas sendo construída no local, pois a construção destas moradias são muito rápidas e com isso difíceis de serem contidas. Isto demonstra a falta de conscientização dos moradores a respeito da sustentabilidade e da preservação e respeito ao local.

Se houvesse preocupação com o equilíbrio do meio ambiente, os moradores não aceitariam a construção de novas moradas. O acréscimo de residências aumenta depredações no local, na Floresta amazônica, e também o aumento de detritos no curso no Rio Amazonas.

Outro exemplo de descaso com o local de moradia é o detrito existente ente as pontes e as casas. Existe espaços destinados ao depósito de lixo na entrada da comunidade, que é servida pelo, sistema público que serve ao local frequentemente. Mas os moradores não têm a preocupação de colocar resíduos no local adequado, como podemos ver nas figuras 2 e 3.



Figura 2: Lixo na Apa da Fazendinha.

Fonte Arquivo do autor.



Figura 3 Lixo na Apa da Fazendinha.

Fonte Arquivo do autor.

Este lixo causa grande impacto ao meio ambiente, principalmente este estando situado na Floresta Amazônica, nas margens do Rio Amazonas, em uma área de proteção ambiental. Além disso, este descaso causa problemas de saúde aos próprios moradores da APA da Fazendinha.

CONCLUSÃO

Este trabalho ajudou a perceber a falta de conscientização dos moradores com relação a proteção do meio ambiente na APA, apesar de várias atitudes que estão sendo tomadas, tanto pela CEMA quanto pelas diversas ONGs que tenta, de alguma forma, ajudar com relação a este contexto.

Seria, portanto, pertinente tomar atitudes diferenciadas que pudessem dar melhores resultados. Estas medidas deveriam ser mais constantes, tentando concatenar os esforços das pessoas ou órgãos dispostos a ajudar com as reais necessidades da população, de forma constante, buscando sempre novas alternativas.

É de fundamental importância a conscientização dos adultos e também das crianças dos males causados pelo lixo, acompanhado também de cursos de reciclagem, destinados a elaboração de produtos que fossem facilmente vendidos.

REFERÊNCIAS

DINIZ, Adiel de Souza. Participação Popular e Sustentabilidade: o caso do projeto agente ambiental comunitário do Amapá, Macapá 2011

FERREIRA, Glauciela Sobrinho Cunha Pantoja. Relações Socioambientais: ocupação, uso e degradação na territorialidade da APA da Fazendinha (Amapá-Amazônia – 1974 a 2010), Macapá, 2011

SANTOS, Ivanize Maria Barros dos; MONTES Maria Nilda Nunes. Análise da dinâmica de ocupação na área de proteção ambiental da Fazendinha e entorno, entre os anos de 2003 e 2009, Macapá, 2014.

ARMAZENAMENTO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS EM AQUÍFEROS DO AGRESTE SERGIPANO: ANÁLISE QUALI-QUANTITATIVA DAS POTENCIALIDADES HÍDROGEOLÓGICAS POR TÉCNICAS DE SENSORIAMENTO REMOTO

Nicole Príncipe Carneiro da Silva

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Geociências e Análise de Bacias e Departamento de Engenharia Ambiental, Aracaju – Sergipe

Ana Karolyne Fontes Andrade

Universidade Federal de Sergipe, Departamento de Engenharia Ambiental, Aracaju – Sergipe

Paulo Sérgio de Rezende Nascimento

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Geociências e Análise de Bacias e Departamento de Engenharia Ambiental, Aracaju – Sergipe

RESUMO: Os aquíferos são reservatórios de água de subterrânea resultantes das etapas do ciclo hidrológico, em que parte do volume precipitado infiltra, percola e preenche os poros ou interstícios granulares das rochas sedimentares e/ou fraturas e falhas das rochas ígneas e metamórficas. Embora a quantidade de chuvas no agreste sergipano seja equivalente à do litoral, seus níveis de evaporação são consideravelmente mais altos. Desta forma, o objetivo do trabalho constitui-se na análise quali-quantitativa das bacias hidrográficas inseridas nos terrenos cristalinos do agreste do estado de Sergipe, onde há probabilidade de ocorrer aquíferos fraturados. Foram extraídas lineações de drenagem e relevo a partir de

dados sensoriados remotamente no *software* de geoprocessamento SPRING. Como produtos, foram gerados mapas temáticos no QGIS e, pelo método estimador Kernel, foi possível determinar a espacialização da potencialidade dos aquíferos fraturados do agreste sergipano. Concluiu-se que as bacias hidrográficas dos rios Japarutuba, Sergipe e Vaza Barris apresentaram as maiores potencialidades hidrogeológicas do que as dos rios Piauí, Real e São Francisco.

PALAVRAS-CHAVE: Lineações geológicas. Geoprocessamento. Aquíferos fraturados.

ABSTRACT: The aquifers are underground water reservoirs resulting from the stages of the hydrological cycle, where part of the precipitated volume infiltrates, percolates and fills the pores or granular interstices of sedimentary rocks and / or fractures and faults of igneous and metamorphic rocks. Although the amount of rainfall in the sergipan agreste is equivalent to that of the coast, its levels of evaporation are considerably higher. In this way, the objective of the work is the qualitative-quantitative analysis of the hydrographic basins inserted in the crystalline terrains of the state of Sergipe, where fractured aquifers are likely to occur. Drainage and relief lineages were extracted from remotely sensed data in the SPRING geoprocessing software. As products, thematic maps were generated in the QGIS and,

by the kernel estimator method, it was possible to determine the spatialisation of the potentiality of the fractured aquifers of the sergipano agreste. It was concluded that the hydrographic basins of the rivers Japarutuba, Sergipe and Vaza Barris presented the greatest hydrogeological potentialities than those of the Piauí, Real and São Francisco rivers.

KEYWORDS: Geological lines. Geoprocessing. Fractured aquifers.

1 | INTRODUÇÃO

A seca no nordeste brasileiro representa um problema antigo e é a causa de grandes transtornos sociais como a fome, a migração forçada e a desagregação familiar, sendo um grande desafio há décadas. O estado de Sergipe situa-se no Polígono das Secas, que se caracteriza pela escassez hídrica resultante da má distribuição anual das precipitações, intensificando as buscas por águas subterrâneas para suprir as necessidades básicas humanas, dessedentação e atividades agropastoris. Segundo a EMBRAPA (2009), a água subterrânea no estado de Sergipe representa uma reserva hídrica de grande potencial e em crescente exploração. A estimativa preliminar das reservas renováveis de águas subterrâneas em Sergipe resultou em um valor de 1.223 m³/ano, equivalente a 38,77 m³/s, sendo composto por 0,37 m³/s representado pelas rochas ígneas, 4,37 m³/s pelas rochas metamórficas e 34,03 m³/s pelas rochas sedimentares e sedimentos. O valor total das reservas renováveis encontrado está no limiar inferior do intervalo de 34,8 a 107,0 m³/s, limites determinados pelo *The Study on Water Resources Development in the State of Sergipe* (JICA, 2000). Os aquíferos fraturados representam 17% das reservas renováveis. Devido ao fato de suas localizações na região agreste sergipano, cuja precipitação é baixa, devem ser gerenciados, visando evitar ou minimizar a sua contaminação (BRITO et al., 2012).

A água subterrânea é atualmente a reserva hídrica mais valiosa do planeta, diante dos impactos ambientais característicos dos mananciais superficiais, que limitam os seus usos múltiplos. No entanto, a importância desse recurso requer uma preocupação com a gestão da sua exploração, principalmente no que se refere às vazões exploradas e à qualidade das águas utilizadas no estado de Sergipe (EMBRAPA, 2009). Fato preocupante é a captação de água subterrânea de forma inadequada nas rochas cristalinas, principalmente no semiárido e agreste sergipano (BOMFIM et al., 2002). Esses autores também fazem uma reflexão crítica dos investimentos dos governos Federal e Estadual na execução de uma enorme quantidade de poços tubulares, perfurados como medidas emergenciais desde o início do século passado, e que se encontram desativados e abandonados, denotando o desperdício de recursos financeiros públicos (ROCHA; LESSA, 2010).

No agreste sergipano, a precipitação é um pouco abaixo da observada no litoral com valores em torno de 1.000 mm/ano, mas com a distribuição mensal semelhante.

As temperaturas também são semelhantes à média anual de 25°C, temperatura mínima média em torno de 20°C e um valor máximo médio de mais de 29°C. Porém, em comparação, a evaporação é consideravelmente mais alta (quase 2.000 mm/ano) e a umidade média é mais baixa, aproximadamente 70%. Nesta região permanece a influência dos ventos alísios, das brisas e frentes frias, acrescidos dos ventos barostróficos, resultantes da presença de maiores elevações, como as áreas serranas (SUDEN, 2014).

Através do sensoriamento remoto é possível identificar a distribuição hídrica dos aquíferos e a sua potencialidade, de forma que auxilie no processo de gestão dessas águas subterrâneas, destacando a importância de realizar o monitoramento desse recurso, uma vez que ações antrópicas e mudanças climáticas interferem diretamente na disponibilidade das águas superficiais. Utilizando dessas técnicas, também é possível identificar as características físicas das rochas e/ou solos, como a permeabilidade e a porosidade, conseqüentemente, compartimentar a potencialidade das áreas armazenarem as águas subterrâneas. Essa potencialidade é obtida pela fotointerpretação das lineações de drenagem e relevo em dados sensorizados remotamente.

Sendo assim, o objetivo do trabalho consistiu em avaliar a capacidade de armazenamento de águas subterrâneas na região agreste do estado de Sergipe por técnicas de sensoriamento remoto. Arelado a isso, foi possível determinar a espacialização da potencialidade dos aquíferos fraturados das bacias hidrográficas da região, a partir da geração de isolinhas das lineações de drenagem e relevo pelo estimador Kernel.

2 | MATERIAL E MÉTODO

Para a realização do trabalho, utilizou-se os *softwares* de geoprocessamento e arquivos de dados georreferenciados disponíveis gratuitamente para *download* na internet. Os arquivos foram manipulados através das ferramentas SPRING e QGIS para extração dos dados de lineação de drenagem e relevo para a confecção de mapas temáticos. Posteriormente, as informações retiradas foram analisadas de forma qualitativa (análise visual), quantitativa, através do cálculo de densidade de lineações e pelo método Kernel (geoestatístico).

A área de estudo (Figura 1) foi delimitada de acordo com o mapa climático da região agreste. Após a sua definição e delimitação, os procedimentos foram iniciados com a criação de um Banco de Dados Georreferenciados no *software* de geoprocessamento Sistema de Processamento de Informações Geográficas (SPRING), disponibilizado gratuitamente pelo INPE. Os arquivos do tipo *Space Shuttle Radar Topography Mission* (SRTM), com resolução de 90 metros, utilizados para a extração das lineações de relevo, foram disponibilizados pela Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária

(EMBRAPA), em seu *site* oficial. Os arquivos digitais no formato vetorial e matricial (*raster*) do estado de Sergipe, das bacias hidrográficas e de drenagem (hidrografia), nas extensões *shapfile* e *GeoTIFF*, pertencem ao Atlas Digital de Recursos Hídricos da Secretaria de Estado do Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH, 2014). Para cada arquivo de dado importado foram criadas categorias, a partir de um modelo de dados do SPRING - Temático (para os dados da SEMARH) e Imagem (para os dados da EMBRAPA).

A segunda etapa do projeto constituiu-se na fotoleitura para a extração manual das lineações de relevo e drenagem e consecutiva análise visual (fotoanálise) sobre a área de estudo. É importante ressaltar que essa etapa foi realizada detalhadamente para obter o máximo possível de lineações, visando definir a sua densidade, a qual representa as porosidades secundárias penetrativas, isto é, possuem uma continuidade em profundidade, que permitem a infiltração das águas pluviométricas, podendo formar reservatórios de águas subterrâneas (aquíferos fraturados) (ANDRADE *et al.*, 2018).

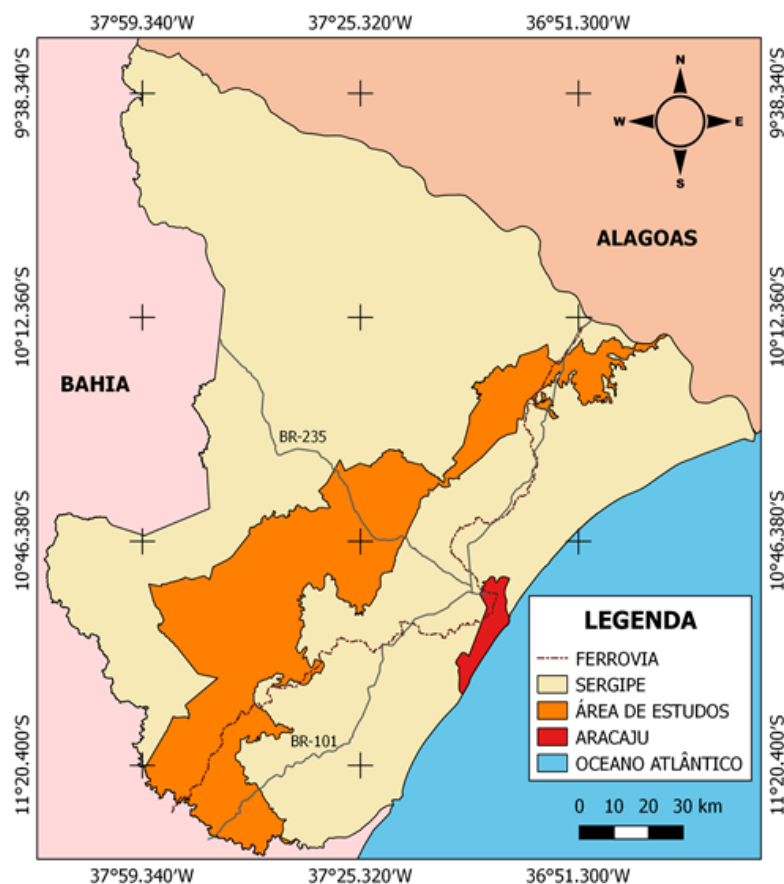


Figura 1: Mapa de Localização e acesso à área de estudo

Já com as lineações concluídas, os dados foram exportados em formato *shapfile* para uma nova pasta a fim de serem importados para o *software* de plataforma livre QGIS, onde foram confeccionados mapas temáticos que auxiliaram na análise qualitativa dessas lineações para cada bacia, e para a área como um todo.

Por último, foram realizados os procedimentos de analisar os dados através de

ferramentas do SPRING, calculando a área de cada bacia, a quantidade e a densidade de lineações de drenagem e relevo (NASCIMENTO FILHO *et al.*, 2017). A outra análise quantitativa realizada foi a aplicação do método Kernel, que permite identificar com mais precisão regiões de mesma densidade de lineações (NASCIMENTO *et al.*, 2017). A premissa básica para a aplicação dessa metodologia foi que, a partir do final do Jurássico, os processos tectônicos de magnitudes apreciáveis resultaram em falhamentos e fraturamentos de distensão (CAMPOS, 2004), originando fissuras distensivas apropriadas para a infiltração, percolação e acumulação de água subterrânea. As feições lineares retilíneas representam sistemas de fraturas verticais que se estendem por até centenas de quilômetros e representam linhas de fraqueza crustal reativadas por processos distensivos (MADRUCCI *et al.*, 2003).

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

As lineações totais de drenagem e relevo somaram 10.502 lineações e foram distribuídas numa área de 4.204,86km², resultando numa densidade média igual 2,497 lineações por km². Pela análise visual e qualitativa das lineações de drenagem e relevo (Figura 2) foi constatado que existem áreas com grande, média e baixa intensidade de lineações de relevo e drenagem, evidenciando diferentes graus de fraturamento das rochas, determinando um ambiente geológico anisotrópico de recarga. Assim, a potencialidade de armazenamento das águas subterrâneas depende do sistema de fraturamento, ocasionado por essas lineações geológicas, que representam os caminhos de infiltração, percolação e concentração de água subterrânea. Esse sistema forma a porosidade secundária, que permite analisar as diferentes potencialidades dos aquíferos fraturados das bacias hidrográficas do agreste do estado de Sergipe. É evidente a alteração da capacidade armazenadora das rochas de uma região para outra, tornando-se assim um conjunto de reservatórios subterrâneos heterogêneos. A Bacia do Rio São Francisco é a que apresenta menor quantidade de lineações, contrastando com a Bacia do Rio Japarutuba, que possui a maior densidade de lineações. Outras áreas que apresentaram grandes densidades de lineações foram as porções leste e sudoeste das bacias dos rios Sergipe e Vaza Barris, quando comparadas às bacias dos rios Piauí e Sergipe. Assim, a distribuição espacial das lineações possibilitou a identificação de áreas com diferentes respostas de porosidade e permeabilidade secundárias, oriundas do sistema de fraturamento das rochas cristalinas, indicando a presença de regiões mais e menos propícias ao armazenamento de águas subterrâneas.

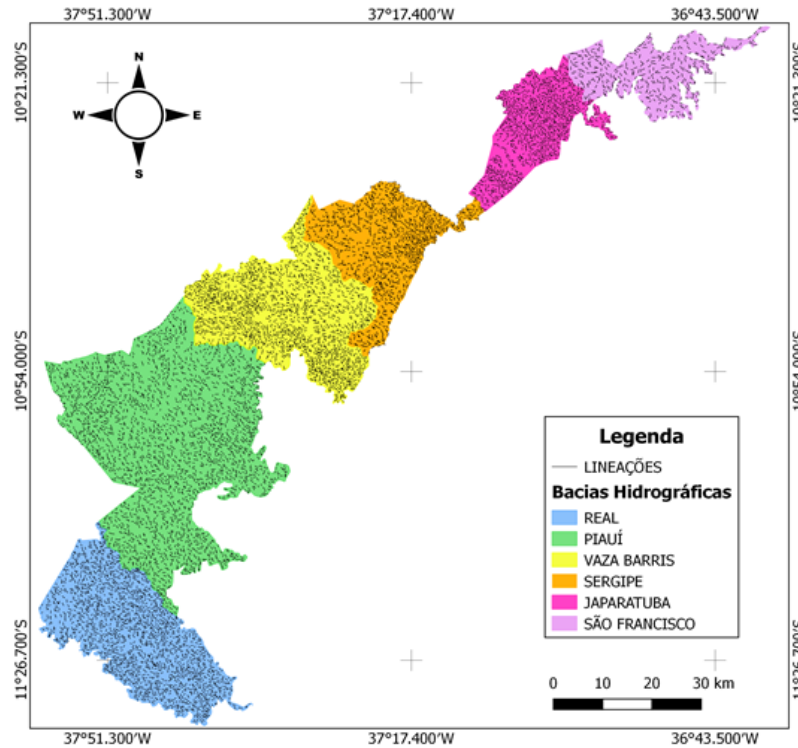


Figura 2: Mapa de lineação de relevo e drenagem das bacias hidrográficas do agreste sergipano.

Não há uma relação direta entre a quantidade de lineações e o tamanho das áreas das bacias estudadas, pois estas feições são estruturas geológicas lineares positiva (relevo) e negativa (drenagem) interpretadas através de técnicas de sensoriamento remoto. As densidades de lineações quantitativamente por bacias hidrográficas visaram obter um retrato numérico das probabilidades de infiltração e acumulação de águas subterrâneas na área de estudo (Tabela 1). A Bacia Hidrográfica do rio Japarutuba apresenta apenas 8,6% da área de estudo, no entanto, a quantidade de lineações é a segunda maior (18,15%), atrás somente da Bacia do rio Piauí, que possui 23,1% das lineações distribuídas numa área de 36,80%. Como esta bacia possui a maior área, a sua densidade de lineação é baixa, sugerindo ser menor probabilidade de armazenar água subterrânea. As bacias hidrográficas dos rios Vaza Barris e Real possuem, praticamente, a mesma extensão (18,15% e 17,82%, respectivamente) e quantidade de lineações (17,61% e 17,67%), indicando homogeneidade na capacidade de acumulação hídrica de subsuperfície, em oposição à Bacia do rio Sergipe que apresenta a mesma quantidade de lineação (17,42%), porém em uma área menor (12,14%). A Bacia Hidrográfica do rio São Francisco possui a menor área (7,32%) e menor quantidade de lineações (3,49%).

Bacia Hidrográfica	Área (km ²)	Quantidade de lineação	Densidade de lineação
São Francisco	307,73	637	2,070

Japaratuba	363,34	1.906	5,250
Sergipe	510,35	1.830	3,588
Vaza Barris	763,01	1.849	2,423
Piauí	1.547,03	2.424	1,567
Real	749,40	1.856	2,477
Total	4.204,86	10.502	2,497

Tabela 1: Densidade de lineações totais por bacias.

Com o interpolador de Kernel foram feitas cinco subdivisões que demonstram visualmente as maiores ou menores de capacidades de armazenamento em cada região das bacias (Figura 3). Com isso, identificaram-se mais precisamente as diferenças das potencialidades dos aquíferos fraturados. Foram geradas também isolinhas de armazenamento hidrogeológico. De acordo com os resultados obtidos, as bacias hidrográficas dos rios Japaratuba, Sergipe e Vaza Barris destacaram-se com maior densidade; as bacias dos rios Piauí e Real de forma intermediária e a Bacia do Rio São Francisco apresenta menor quantidade de lineação na área agreste do estado. É notório também, que há heterogeneidade não só entre as bacias, como também em pontos distintos da mesma bacia.

A heterogeneidade da probabilidade do armazenamento de água subterrânea entre as bacias hidrográficas é decorrente das diferentes litologias e dos processos endógenos (fraturamento e falhamento) ocorridos nessas variedades de rochas cristalinas, as quais absorveram distintamente os esforços tectônicos rúpteis distensivos. Como consequência, há estruturas hidrogeológicas distintas, com capacidades diferentes de acumular água subterrânea. Desse modo, a gestão hídrica está condicionada às características intrínsecas dos aquíferos fraturados. O sucesso das perfurações dos poços tubulares depende da avaliação mais precisa dos condicionantes geológicos desses aquíferos, como por exemplo, o espaçamento e o cruzamento do sistema de fraturamento.

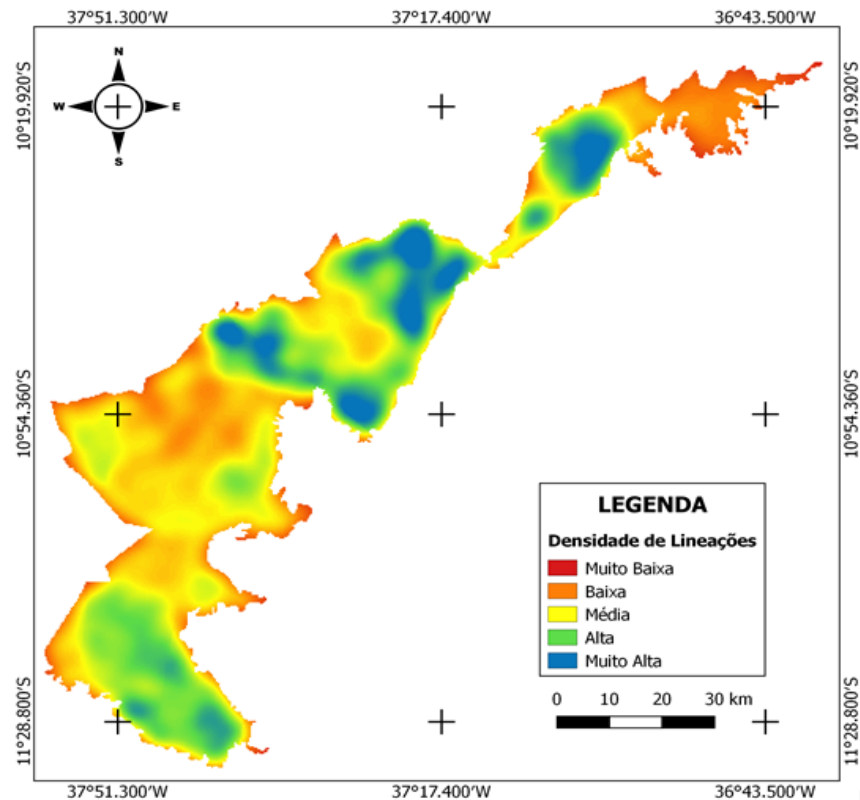


Figura 3: Mapa de densidade de lineações da área de estudo.

4 | CONCLUSÕES

As técnicas de sensoriamento remoto e o interpolador Kernel foram adequadas para avaliar quali e quantitativamente a capacidade de infiltração, percolação e acumulação de águas subterrâneas em rochas cristalinas do agreste sergipano. A heterogeneidade da densidade de lineações de relevo e drenagem entre as bacias hidrográficas indicaram diferentes potencialidades de armazenamento de águas subterrâneas nos aquíferos fraturados. Destacam-se principalmente as bacias dos rios Japarutuba e Sergipe, posteriormente, Vaza Barris e Real; e com menor probabilidade de contenção hídrica, as bacias dos rios São Francisco e Piauí. A análise da densidade de lineações de drenagem e relevo aplicada em hidrogeologia proporciona a probabilidade de ocorrência de água subterrânea em ambientes geológicos cristalinos, como é o caso da área de estudo. Nesse contexto, a delimitação de áreas propícias à recarga e acumulação de águas subterrâneas no agreste sergipano é primordial para direcionar os recursos financeiros públicos e privados de forma adequada.

REFERÊNCIAS

ANDRADE, A. K. F.; SILVA, N. P. C.; NASCIMENTO, P. S. R.; Espacialização da Potencialidade de Armazenamento de Água Subterrânea no Agreste do Estado de Sergipe. In: ENCONTRO DE RECURSOS HÍDRICOS EM SERGIPE, 11, 2018. **Anais...** Sergipe: SEMARH. (No Prelo)

BRITO, F. B.; VASCO, A. N.; PEREIRA, A. P.; MELLO JR.; A. V. NOGUEIRA, L. C. Herbicidas no alto do rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos. **Revista Ciência**

Agronômica, v.49, n.2, p.390-398, 2012.

BOMFIM, L. F. C.; COSTA, I. V. G.; BENVENUTI, S. M. P. **Projeto Cadastro da Infraestrutura Hídrica do Nordeste: diagnóstico do município de Carira**. Aracaju: CPRM, 2002, 14p.

CAMPOS, H. C. N. S. **Águas subterrâneas na Bacia do Paraná**. Curitiba: Geosul, 2004.

EMBRAPA. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. **Atlas de qualidade da água subterrânea no estado de Sergipe com fins de irrigação**. 2009. Disponível em: http://www.cpatc.embrapa.br/publicacoes_2009/atlas_qualidade_agua_subterranea_irrigacao.pdf. Acesso em: 14/01/2018.

JICA. Japan International Cooperation Agency. **The study on water resources development in the state of Sergipe in the Federative Republic of Brazil Main Report**. Tóquio: JICA, 2000, 406p.

MADRUCCI, V.; ARAÚJO, C. C.; TAIOLI, F. Sensoriamento remoto, aerogeofísica e geoprocessamento aplicados ao estudo de aquífero fraturado em terreno cristalino, leste do estado de São Paulo. **Revista Brasileira de Geociências**, v. 33, 2003. p.43-52.

NASCIMENTO, P. S. R.; NASCIMENTO FILHO, J. C. B.; MENDONÇA, A. K. F.; WALLANCUELLA, G. J. **Análise da capacidade de armazenamento de águas subterrâneas em aquíferos fissurais por técnicas de sensoriamento remoto**. In: SEABRA, G. (Org.) Educação ambiental: a sustentabilidade dos ambientes rurais e urbanos. 1 ed. Ituiutaba: Barlavento, 2017, p. 723-734.

NASCIMENTO FILHO, J. C. B.; WALLANCUELLA, G. J.; MENDONÇA, A. K. F.; NASCIMENTO, P. S. R. **Geotecnologia aplicada na espacialização da potencialidade hidrogeológica no semiárido sergipano**. In: SIMPÓSIO REGIONAL DE GEOPROCESSAMENTO E SENSORIAMENTO REMOTO, 7, 2017. Anais... Salvador: Geonordeste, 2017.

ROCHA, J. C. S.; LESSA, P. Avaliação preliminar das reservas reguladoras subterrâneas no Estado de Sergipe. In: Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe, 3, 2010. **Anais...** Sergipe: SEMARH. 2010.

SEMARH. Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos. **Atlas Digital Sobre Recursos Hídricos de Sergipe**. Aracaju: SRH, 2014. (DVD).

SUDEN. Subsecretaria de Estado do Desenvolvimento Energético Sustentável do Estado de Sergipe. **Panorama Energético de Sergipe**. 2014, 132p.

AVALIAÇÃO DA ATIVIDADE ANTIOXIDANTE DO EXTRATO DE *Euphorbia tirucalli* Linneau NA PRODUÇÃO DO BIODIESEL DE SOJA

William Frederick Schwanz Kiefer

Universidade Estadual de Ponta Grossa,
Laboratório de Análises de Combustíveis e
Biocombustíveis - LACBIO.

Ponta Grossa – Pr

Yvanna Carla de Souza Salgado

Instituto Brasil de Pós Graduação, Capacitação e
Assessoria.

Ponta Grossa – Pr

José Osmar Castagnolli Junior

Universidade Estadual de Ponta Grossa,
Laboratório de Análises de Combustíveis e
Biocombustíveis - LACBIO.

Ponta Grossa – Pr

Maria Elena Payret Arrua

Universidade Estadual de Ponta Grossa,
Laboratório de Análises de Combustíveis e
Biocombustíveis - LACBIO.

Ponta Grossa – Pr

Sandra Regina Masetto Antunes

Universidade Estadual de Ponta Grossa,
Laboratório de Análises de Combustíveis e
Biocombustíveis - LACBIO.

Ponta Grossa – Pr

RESUMO: A maior parte da energia consumida no mundo provém de combustíveis de fontes fósseis. No entanto, estas fontes são limitadas, o que torna maior o interesse por um combustível alternativo. O biodiesel é preparado a partir de

óleos vegetais e/ou gordura animal. Os óleos vegetais são geralmente provenientes de oleaginosas regionais consideradas, portanto matérias primas renováveis. O meio ambiente pode exercer ações sobre o biodiesel que afetam a sua estabilidade oxidativa, como a exposição ao ar, à luz e à temperatura. O objetivo deste trabalho foi avaliar a estabilidade oxidativa do biodiesel de soja utilizando um extrato metanólico de Avelós (*Euphorbia tirucalli* Linneau) como antioxidante. Foram adicionados ao biodiesel concentrações de 500ppm a 3000ppm de extrato de Avelós. O valor do potencial redutor do extrato de *Euphorbia tirucalli* L. foi de 3988 mg de EAG100g; próximo a valores de erva mate e chá verde. O aumento do tempo de indução para 500, 1000, 2000 e 3000 ppm de extrato foi respectivamente: 9%, 19%, 26% e 34%. O extrato metanólico de Avelós apresentou potencial redutor relativamente alto e proporcionou maior estabilidade oxidativa, quando aplicado no biodiesel.

PALAVRAS-CHAVE: Biodiesel; Antioxidante; Avelós; *Euphorbia tirucalli* Linneau.

ABSTRACT: Most of the energy consumed in the world comes from fossil fuels. However, these sources are limited, which makes the interest for an alternative fuel greater. Biodiesel is prepared from vegetable oils and / or animal fats. Vegetable oils are generally derived from

regional oilseeds considered, thus renewable raw materials. The environment can exert actions on biodiesel that affect its oxidative stability, such as exposure to air, light and temperature. The objective of this study was to evaluate the oxidative stability of soybean biodiesel using a methanolic extract of Avelós (*Euphorbia tirucalli* Linneau) as antioxidant. Concentrations of 500 ppm to 3000 ppm of Avelós extract were added to the biodiesel. The potential value of the *Euphorbia tirucalli* L. extract was 3988 mg of EAG100g; close to values of mate grass and green tea. The increase in induction time for 500, 1000, 2000 and 3000 ppm of extract were respectively: 9%, 19%, 26% and 34%. The methanol extract from Avelós presented relatively high reduction potential and provided greater oxidative stability when applied to biodiesel.

KEYWORDS: Biodiesel; Antioxidant; Avelós; *Euphorbia tirucalli* Linneau.

1 | INTRODUÇÃO

Os primeiros motores a diesel foram motores de injeção indireta, alimentados por petróleo filtrado, extratos vegetais e até mesmo por óleo de peixe. Entretanto, a partir do século XX, o óleo mineral tornou-se o combustível para esse tipo de motor, devido ao seu menor custo e a melhores propriedades físico-químicas em comparação aos extratos vegetais (BEZERRA, 2015). Atualmente, a maior parte de toda a energia consumida no mundo vem de fontes fósseis como: petróleo, carvão e gás natural. No entanto, estas fontes são limitadas, o que torna ainda maior o interesse por um combustível alternativo (DERMIBAS, 2005; BEZERRA, 2015).

O biodiesel é obtido a partir de matérias primas oleaginosas regionais, é relativamente seguro, fácil de utilizar e apresenta propriedades comparáveis às do diesel de petróleo. Além disso, o biodiesel reduz o impacto ambiental por ser um recurso renovável em comparação com os combustíveis fósseis; por não conter compostos sulfurados, não contribuindo para formação de chuvas ácidas; por ser atóxico e biodegradável; por reduzir as emissões de hidrocarbonetos e de monóxido de carbono, visto que sua matéria prima também contribui para o sequestro de carbono; e, como apresenta um alto ponto de inflamação, proporciona um manuseio e armazenamento mais seguros (YAAKOB et al., 2014; GUIMARÃES, 2011).

É composto de uma mistura de ésteres metílicos ou etílicos de ácidos graxos, obtidos a partir da reação de transesterificação de triglicerídeos e/ou gordura animal, álcool metílico ou etílico e um catalisador homogêneo. (FERRARI et al., 2005; PINTO et al., 2005; YAAKOB et al., 2014). Nesta reação um mol de triglicerídeo reage com três mols de álcool (3:1) para formar um mol de glicerol e três mols dos respectivos ésteres alquílicos de ácidos graxos. O processo é uma sequência de três reações reversíveis, em que a molécula de triglicerídeo é convertida passo a passo em diglicerídeo, monoglicerídeo e glicerol (MITTELBAACH; REMSCHMIDT, 2004).

O comprimento da cadeia, o número de duplas ligações e quantidades de cada ácido graxo determinam as características físicas do biodiesel (MITTELBAACH;

REMSCHMIDT, 2004).

Vários tipos de óleos vegetais, com composição variada em ácidos graxos, podem ser utilizados para a produção de biodiesel. Entre estes, alguns se destacam como a soja (SENSÖZ; KAYNAR, 2006; XIE et al., 2006), a colza (CVENGROS; POVAZANEC, 1996; PETERSON et al., 1996), o palmito (KALAM; MASJUKI, 2002) e o girassol entre outros (ANTOLÍN et al., 2002; VICENTE et al., 2005). No Brasil, o Congresso Nacional aprovou a lei nº 11.097, em 13/01/2005, que tornou obrigatória a adição de 2% de biodiesel ao diesel (B2) até 2008 e a adição de 5% (B5) até 2013 (GERIS et al., 2007; YAAKOB et al., 2014). Atualmente a percentagem de biodiesel no diesel é de 10 % (B10) (ANP, 2018).

A estabilidade do biocombustível é um dos critérios mais importantes a serem avaliados, sendo que a do biodiesel é menor que a do diesel comum. Vários fatores podem interferir neste sentido, como por exemplo, a formação de depósitos e escurecimento como resultado de contaminantes, que são produtos da oxidação que ocorre durante o armazenamento do mesmo (YAMANE et al., 2007; DUNN, 2008).

Fatores externos podem afetar a estabilidade oxidativa do biodiesel, tais como a exposição ao ar, à luz, à umidade, à temperatura e os materiais dos quais são constituídos os tanques de armazenamento. Além destes, existem os de ordem química, como o seu conteúdo em antioxidantes naturais, a quantidade total de glicerina presente e a composição dos ésteres metílicos de ácidos graxos (TANG et al., 2008; TEXEIRA, TANG et al., 2008).

Outro fator interferente é a composição da porção insaturada dos ácidos graxos do biodiesel, que varia de matéria prima para matéria prima utilizada para sua produção do mesmo. À medida que o número de insaturações aumenta, o biodiesel se torna mais instável. O tipo de ácido graxo e, por tanto o tipo de cadeias insaturadas presentes no biodiesel irá influenciar na facilidade ou não de oxidação. A presença maior ou menor de hidrogênios alílicos ou bis-alílicos, ou seja, hidrogênios vizinhos às duplas ligações determinam a taxa de oxidação (FERRARI; OLIVERIA; SCABIO, 2005).

Como resultado da oxidação, misturas de compostos, incluindo ácidos carboxílicos, aldeídos, ésteres, cetonas, peróxidos e álcoois, afetam as características do biodiesel e seu desempenho no motor (XIN; SAKA, 2010). Para amenizar estes problemas são adicionados ao biodiesel antioxidante sintéticos, de origem fóssil, como TBHQ, BHA e BHT (DUNN, 2008). Entretanto, na literatura são descritos vários antioxidantes naturais com potencial para utilização (SOUSA et al., 2014).

Os compostos fenólicos e polifenólicos estão entre os metabólitos secundários presentes nos antioxidantes naturais encontrados em diferentes fontes vegetais e microbianas, amplamente explorados na última década (SANTOS et al., 2014; MAXCHEIX et al., 1990; BIERHALS et al., 2009). Estes compostos podem atuar de diversas maneiras, incluindo complexação com íons metálicos, no sequestro de radicais livres e decomposição de peróxidos, incluindo mecanismos distintos e sinérgicos (BIERHALS et al., 2009).

Oliveira et al. (2014) avaliou os potenciais antioxidantes de diferentes extratos naturais como: candeia, hortelã, alecrim, erva mate e pólen da abelha jataí (*Tetragonisca angustula*) em biodiesel. Entre estes, o pólen da abelha jataí processado apresentou melhor resultado, inclusive em relação ao antioxidante sintético comercial BHT.

Em um estudo conduzido por Orlanda e Vale (2015) foram relacionados o teor de fenóis totais e a atividade antioxidante do extrato de Avelós, indicando que as substâncias fenólicas presentes no extrato são responsáveis pela boa atividade antioxidante desta espécie.

A Avelós (*Euphorbia tirucalli* Linneau) é uma planta pertencente à família *Euphorbiaceae*, representada por cerca de 300 gêneros e, aproximadamente 7500 espécies. É conhecida popularmente também como: “cachorro pelado”, “pau-pelado”, “cega-olho”, entre outros nomes. É uma planta suculenta, produtora de um látex branco, podendo medir até dez metros de altura (ORLANDA; VALE, 2015). O arbusto tem uma ampla distribuição na África e foi introduzido em muitas regiões tropicais como o Brasil, especialmente no norte e nordeste (JULIANI et al., 2013). O presente trabalho buscou avaliar a influência da ação antioxidante do extrato metanólico de *Euphorbia tirucalli* L. no biodiesel de soja.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

2.1 REAGENTES

Este estudo utilizou óleo de soja comercial da marca Liza, álcool metílico (Nuclear 99,8%), e o catalisador hidróxido de sódio (*Synth*, 99,0%). Também foram empregados ácido clorídrico 0,1 mol L⁻¹ (*Biotec*, 37%), sulfato de sódio, tiosulfato de sódio (*Vetec*, 99,5%), amido (*Synth*, 99,6%), iodeto de potássio (*Synth*, 99,4%), solução de Wijs (*Synth*), álcool etílico (*Biotec* 99,5%), éter etílico, fenoltaleína, biftalato de potássio (*Synth*, 99,90%), cloreto férrico hexahidratado, hexacianoferrato (III) de potássio e clorofórmio (*Synth*, 99,80%).

2.2 PRODUÇÃO DO BIODIESEL

As amostras de biodiesel foram produzidas a partir da reação de transesterificação metílica, em que foram empregados álcool metílico e hidróxido de sódio como catalisador. Na reação de transesterificação, a relação álcool:óleo foi de 1:2. A reação foi realizada à temperatura de 60°C, sob agitação constante por 1 h. O biodiesel produzido foi purificado em 4 etapas: decantação para separação do biodiesel da glicerina residual; lavagens do biodiesel com solução aquosa de ácido clorídrico 0,1 mol L⁻¹, com água destilada levemente aquecida e por último utilizou-se um secante (Na₂SO₄) e em seguida filtração (adaptado de MORAIS et al., 2013).

2.3 CARACTERIZAÇÃO DO BIODIESEL

2.3.1 Espectroscopia de ressonância magnética nuclear de ^1H

A análise de espectroscopia de ressonância magnética nuclear (RMN de ^1H) foi realizada com o equipamento Ascend 400 MHz /Bruker, do Complexo de Laboratórios Multiusuários (C-LABMU), utilizando clorofórmio deuterado como solvente.

2.3.2 Índice de iodo

Foram pesados 0,25g da amostra num Erlenmeyer, adicionados 10 mL de clorofórmio e homogeneizados. Foram adicionados 10 mL da solução de Wijs (solução de monocloreto de iodo), sob agitação até mistura ficar homogênea, então a solução foi deixada em repouso por 30 minutos, a 25° C, na ausência de luz. Foram adicionados 5 mL de solução de iodeto de potássio a 15% m/v e homogeneizado, em seguida foram incluídos 100 mL de água destilada a temperatura ambiente. Após isso, foi realizada a titulação com a solução de tiosulfato de sódio a 0,1%, até que a cor amarela da solução quase desaparecesse, e posteriormente adicionado 2 mL de solução indicadora de amido a 1%. Seguiu-se a titulação, utilizando o tiosulfato de sódio até que a coloração desaparecesse (LEONARDI et al., 2018).

2.3.3 Índice de acidez

O índice de acidez foi determinado pelo método de titulometria de neutralização. Foram pesadas num *Erlenmeyer* 2,0 g da amostra e adicionados 25 mL da mistura (etanol + éter etílico na proporção 1:2), e de 3 a 5 gotas de solução alcoólica a 0,2% do indicador fenolftaleína. A mistura foi titulada com solução padronizada de NaOH a 0,1 mol L⁻¹ até o ponto de transição de incolor para róseo. A solução titulante de NaOH foi padronizada com o padrão primário biftalato de potássio (VIEIRA et al., 2018).

2.3.4 Massa específica

A específica das amostras foi determinada através de um densímetro digital da marca *Anton Paar*, modelo DMA 4500. As medidas foram realizadas segundo a norma ASTM D 4052, modificando-se apenas a temperatura, a qual variou de 15°C a 90°C em intervalos de 5°C.

2.4 OBTENÇÃO DO EXTRATO DE *Euphorbia tirucalli* L.

A planta *Euphorbia tirucalli* L. foi picada, seca por 3 dias em estufa de circulação de ar do Laboratório de Mecanização Agrícola da UEPG (LAMA), na temperatura de 40°C. Em seguida, foi realizada uma extração contínua sólido-líquido com aparelho de *Soxhlet*, por 8 horas. A seguir o solvente foi evaporado em evaporador rotativo até

obter o extrato metanólico seco.

2.5 PODER REDUTOR DE ÍONS FÉRRICOS DO EXTRATO DE *Euphorbia tirucalli* L.

Uma alíquota de 100 μL de cloreto férrico hexahidratado ($\text{FeCl}_3 \cdot 6\text{H}_2\text{O}$) 0,5 mMol preparado em HCl 0,01 Mol, foi adicionada a 100 μL de amostra devidamente diluída. Então, 100 mL de uma solução de hexacianoferrato (III) de potássio 0,5 mMol foi adicionada e a microplaca foi agitada por 20 s. A absorbância foi medida em $\lambda=725$ nm após 15 min de reação no escuro a 25 °C. O conteúdo fenólico total foi expresso em mg de ácido gálico equivalente por litro de extrato (MARGRAF, 2015).

2.6 DETERMINAÇÃO DA ESTABILIDADE OXIDATIVA

A estabilidade oxidativa foi determinada com o equipamento *Rancimat* modelo 893 marca *Metrohm*. Os ensaios foram conduzidos com uma amostra de $(3,00 \pm 0,01)$ g de biodiesel de soja, a qual foi submetida ao processo de oxidação acelerado com uma taxa de insuflação de ar constante de 10L h^{-1} e mantendo a temperatura de 110°C, conforme metodologia estabelecida pela norma EN14112. Utilizaram-se 50 mL de água deionizada, monitorada continuamente através de eletrodos. O aparelho é acoplado ao computador e, com auxílio do *software Stabnet* as informações geradas são armazenadas e processadas. O *software* estabelece por cálculos integrais o ponto máximo entre o aumento da condutividade da água e o tempo de análise, chamado de tempo de indução, que corresponde à oxidação secundária do biodiesel (LOYALL; ZUMBRÄGEL; KALCHER, 2017). Para avaliação da atividade antioxidante, foram adicionadas diferentes concentrações do extrato metanólico de Avelós.

2.7 ANÁLISE ESTATÍSTICA

Os dados foram apresentados como *média* e erro padrão. Para os dados obtidos na análise do tempo de indução, foi utilizando o *software* estatístico *GraphPad Prism 3.0*[®], San Diego, Califórnia, EUA. Os dados foram avaliados pela análise normalidade, análise de variância (ANOVA), seguido do teste de múltipla comparação de Tukey. Valores de p inferiores a 0,05 ($p < 0,05$) foram considerados como indicativos de significância. As amostras para avaliação da atividade antioxidante foram processadas em duplicata; para o índice de iodo e índice de acidez em triplicata e para poder redutor de íons férricos do extrato de *Euphorbia tirucalli* L. em quadruplicata.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Análise Do Óleo De Soja E Do Biodiesel Pela Espectroscopia De Ressonância Magnética Nuclear De ^1H

Uma análise comparativa dos espectros de RMN de ^1H , do óleo de soja (Figura 1) e do biodiesel metílico de óleo de soja (Figura 2), permite verificar se houve conversão em biodiesel. Isto pode ser feito pela análise da presença ou não dos sinais correspondentes aos hidrogênios metilênicos ligados à porção glicerólica do óleo (CH_2 glicerólicos), na região de deslocamento (d 4 a d 4,5 ppm). No óleo estes hidrogênios, pelo acoplamento entre si, se apresentam como um duplo quarteto no deslocamento indicado. No biodiesel os hidrogênios metilênicos da porção glicerólica não farão parte da molécula do éster metílico de ácido graxo por tanto estes sinais desaparecem indicando dessa forma que o óleo foi total/ou parcialmente consumido. (GUZZATTO; DE MARTINI; SAMIOS, 2011). Assim, para avaliar a conversão de óleos em ésteres metílicos de ácidos graxos, é observado o aparecimento de um novo sinal em d 3,6 ppm correspondente aos hidrogênios metoxílicos do éster ($-\text{OCH}_3$). Este sinal indica a formação de biodiesel, porque está na região do espectro correspondente aos átomos de hidrogênio metoxílicos ($-\text{OCH}_3$). A conversão foi analisada pelo surgimento deste sinal além da comparação com os sinais que desaparecem relacionados com o óleo de partida.

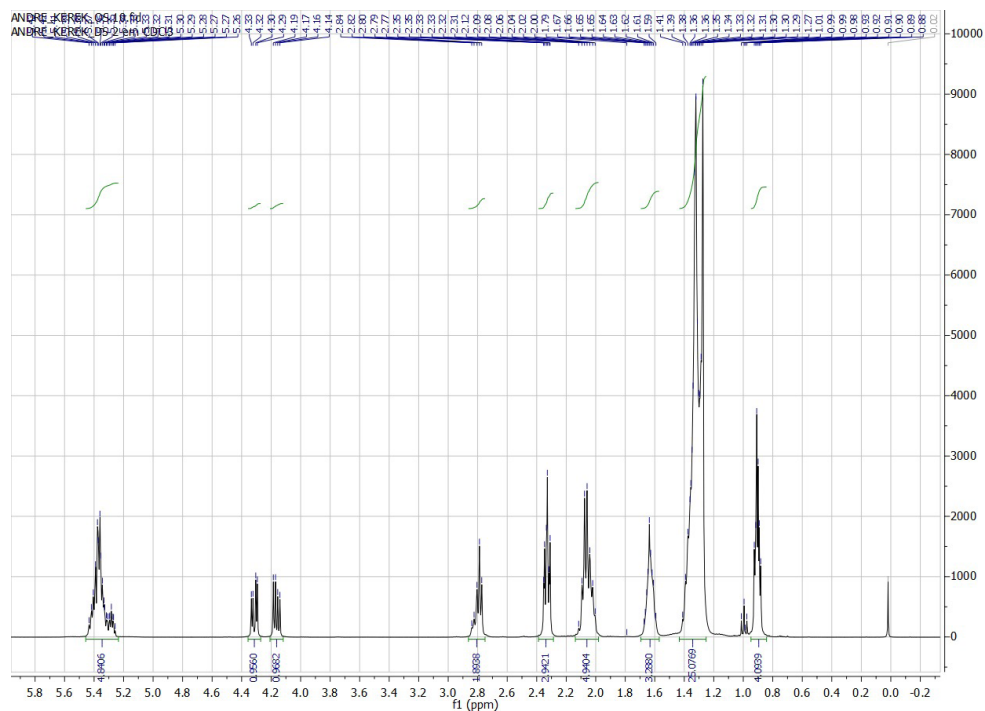


Figura 1 - Espectro de RMN de ^1H de óleo de soja comercial.

Fonte: (LACBIO)

Para avaliar a taxa de conversão em ésteres metílicos (CME), utilizou-se a comparação do sinal do hidrogênio do grupo metileno adjacente ao grupo carbonila ($\alpha\text{-CH}_2$) em d 2,3 ppm, pois esses hidrogênios se encontram presentes tanto na matéria

prima (óleo) como no produto (biodiesel), com o singlete dos hidrogênios metoxílicos do produto.

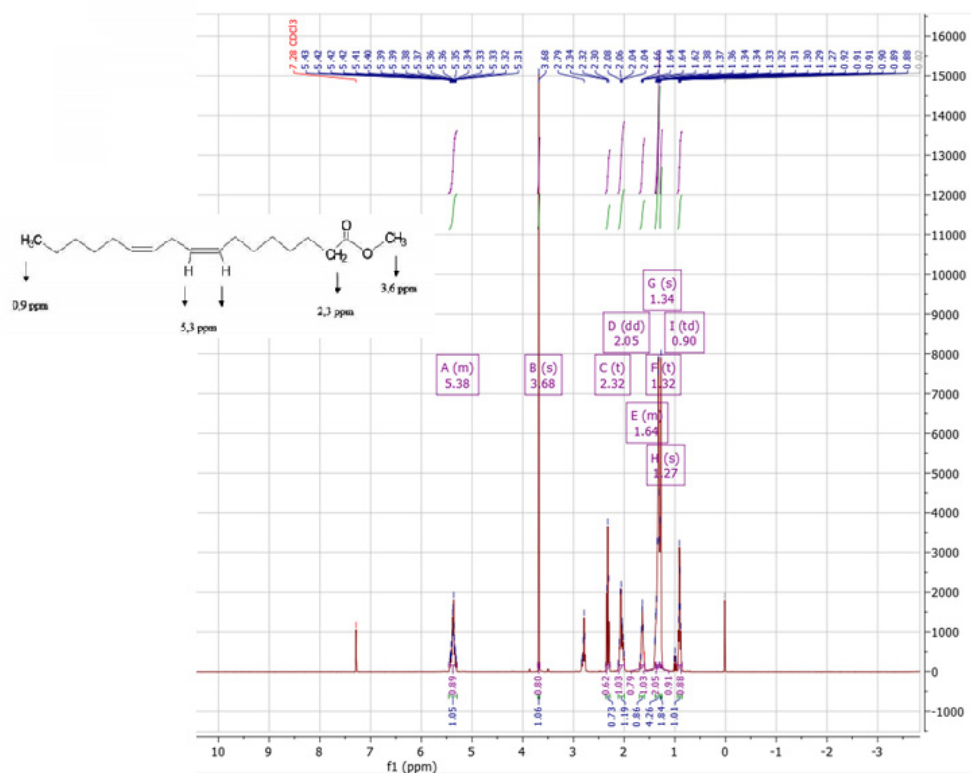


Figura 2 - Espectro de RMN ¹H do biodiesel de soja obtido no trabalho.

Fonte: O autor

Para calcular a taxa de conversão em biodiesel, foi utilizada a equação abaixo que relaciona os valores das integrais dos sinais de RMN de ¹H dos hidrogênios do éster metílico (*Ime*) (1,06) e dos sinais do grupo metileno adjacente à carbonila (*Iα-CH₂*) (0,73). Assim, a integral do éster metílico foi dividida pelo fator 3 e a integral do grupo metileno foi dividida pelo fator 2, uma vez que o éster metílico tem três hidrogênios em cada sinal -OCH₃ em d 3,6 ppm e dois hidrogênios do sinal referente ao grupo metileno adjacente à carbonila (α-CH₂) em d 2,3 ppm (RUSCHELA et al., 2016).

$$Cme = 100 \times \left(\frac{\frac{Ime}{3}}{\frac{I\alpha - CH_2}{2}} \right)$$

Utilizando a equação acima, para o cálculo da conversão do óleo de soja em ésteres metílicos, foi obtida uma taxa de conversão de 96,80% valor este que se encontra acima da taxa de conversão aceita pela ANP para comercialização do biocombustível.

3.2 Determinação Do Índice De Iodo

As normas EN 14214 e RANP 07/08 adotaram o índice de iodo (método analítico EN ISO 1411) para determinar o número de insaturações. O método baseia-se no tratamento da amostra com halogênios, que se adicionarão às duplas ligações. Os halogênios em excesso são então titulados com o tiosulfato de sódio e o resultado expresso como gramas de iodo que reagem com as insaturações em 100 g de amostra (LÔBO; FERREIRA; CRUZ, 2009).

Os valores obtidos pela titulação, a massa de amostra e o índice de iodo estão representados na tabela 1 abaixo:

	M	Índice de iodo
N1	0,2548 g	70,14 g I ₂ /100 g
N2	0,2651 g	71,26 g I ₂ /100 g
N3	0,2489 g	93,22 g I ₂ /100 g
Média	0,2563 g	78,21 (± 6,13) g I₂/100 g

Tabela 1 - Índice de iodo

Fonte: O autor

A média dos valores obtidos é 78,21((± 6,13) g I₂/100g, e está de acordo com o limite aceitável pela ANP, visto que o valor máximo aceito na norma EN 14214 é de 120 g I₂/100 g. Ferrari, Oliveira, Scabio (2005) obtiveram em seu estudo o valor de índice de iodo de 104,45g I₂/100 g e, Froehner, Leithold (2007) o valor de 106,21 g I₂/100 g. Isso demonstra que o biodiesel produzido tem menos insaturações que o produzido por estes autores.

Segundo Lôbo e colaboradores (LOBO et al., 2009), o número de insaturações está relacionado com a densidade, viscosidade e estabilidade oxidativa do biodiesel. Quanto maior o número de insaturações mais suscetível o biodiesel estará ao processo de oxidação; e, portanto o biodiesel terá uma degradação maior.

3.3 Determinação Do Índice De Acidez

Quando dosado o índice de acidez, os seguintes valores foram obtidos:

N1	N2	N3	Média
0,591mg de KOH/g	0,464mg de KOH/g	0,338 mg de KOH/g	0,46 (±0,06) mg de KOH/g

Tabela 2 - índice de acidez de biodiesel metílico

Fonte: O autor

O monitoramento da acidez no biodiesel é de grande importância durante a

estocagem, na qual a alteração dos valores neste período pode significar a presença de água (CRUZ, ROSENIRA, SERPA, 2009). O método recomendado pela EN 14214 é o EN 14104, utiliza uma solução alcoólica de KOH como titulante e fenolftaleína como indicador.

Estas normas estabelecem os limites máximos de acidez de 0,5 mg de KOH g⁻¹, o que torna a acidez obtida neste estudo (0,46 (±0,06) mg de KOH g⁻¹) aceitável. Froehner, Leithold (2007) e Ferrari, Oliveira, Scabio (2005) obtiveram ambos o valor de 0,5 mg de KOH g⁻¹ na produção do biodiesel do óleo de soja.

3.4 Determinação Da Densidade

O valor obtido da densidade foi de 882,03 kg m⁻³. A norma Europeia estabelece valores de densidade entre 860 a 900 kg m⁻³, outros autores obtiveram os valores de: 877,5 kg m⁻³ e 880 kg m⁻³ para o biodiesel de óleo de soja (FERRARI; OLIVEIRA; SCABIO, 2005; FROEHNER; LEITHOLD, 2007).

A densidade do biodiesel está diretamente ligada à estrutura das suas moléculas; quanto maior o comprimento da cadeia carbônica do alquiléster, maior será a densidade. No entanto, este valor decrescerá quanto maior for o número de insaturações presentes na molécula. A presença de impurezas também poderá influenciar na densidade do biodiesel como, por exemplo, o álcool ou substâncias adulterantes (LÔBO, FERREIRA, CRUZ, 2009).

3.5 Preparação Do Extrato De *Euphorbia Tirucalli* L. E Determinação Do Poder Redutor De Íons Férricos

No que se refere ao extrato utilizado, vale lembrar que existem várias metodologias descritas para a preparação de extratos vegetais, visando o isolamento de seus constituintes químicos (CECHINEL FILHO; YUNES, 1998). Barbi (2016), por exemplo, demonstrou que o melhor solvente para a extração de compostos fenólicos presente na semente de chia foi o metanol, pois apresentou maiores valores se comparados ao etanol.

Para avaliação antioxidante, utilizamos o método do Azul da Prússia, os compostos fenólicos presentes no extrato reagem com íon hexacianoferrato (III) [Fe(CN)₆]³⁻, o qual é reduzido para íon hexacianoferrato (II), [Fe(CN)₆]²⁻ (MARGRAF, 2015). Entretanto, outros agentes antioxidantes também podem reagir, tornando maior a sua inespecificidade (MONTEIRO et al. 2005). Ainda sim, este método é indicado para análise de compostos fenólicos em uma grande variedade de substratos, por ser menos susceptível à interferência de proteínas que o método de Folin-Ciocalteu, por exemplo (SILVA et al., 2010).

Na tabela 3 encontram-se os valores referentes ao poder redutor do extrato de *Euphorbia tirucalli* L.:

Extrato de avelós	mg EAG/100g
Amostra 1	4133,33
Amostra 2	3920,06
Amostra 3	3967,46
Amostra 4	3929,54
Média	3988 (±42,99)

Tabela 3 – Poder redutor do extrato de *Euphorbia tirucalli* L.:

Fonte: o autor

A média obtida para o extrato de *Euphorbia tirucalli* L. é de 3988 (±42,99) mg EAG/100g, e está de acordo com valores obtidos de outros extratos naturais, a exemplo do mate: 4245 mg EAG/100g e do chá verde: 4002 mg EAG/100g, cujo potencial antioxidante já foi demonstrado (SOUZA, 2007). Segundo CHOI et al. (2002) os radicais livres reagem com os polifenóis formando radicais estáveis.

Em um estudo conduzido por Orlanda e Vale (2015), em que os autores realizaram a análise fitoquímica do extrato etanólico de Avelós, além dos compostos fenólicos, foram encontradas diferentes classes de metabólitos secundários como: alcaloides, açúcares redutores, esteroides, flavonoides, saponinas, taninos e triterpenos.

3.6 Determinação Da Estabilidade Oxidativa

Foi avaliada a estabilidade oxidativa do biodiesel juntamente com o extrato de *Euphorbia tirucalli* L. através do método de estabilidade oxidativa *Rancimat*; aceito como padrão na norma EN 14214 e na RANP 07/08, com valor mínimo de período de indução de 8 h desde 2014 (ANP n°45/2014).

Neste método, uma amostra do biodiesel é mantida em um vaso de reação, a temperatura de 110 °C e sob um fluxo de ar. Sob estas condições, em um determinado tempo inicia-se a formação de peróxidos, que são os principais produtos formados na primeira etapa de oxidação do biodiesel. Subsequentemente, formam-se compostos orgânicos voláteis, como os ácidos orgânicos de baixa massa molecular; que são transportados pelo fluxo de ar para outro recipiente contendo água destilada, cuja detecção é realizada pelo aumento da condutividade no sistema. O tempo decorrente até a detecção dos ácidos orgânicos é denominado de período de indução (LÔBO, FERREIRA, CRUZ, 2009).

Os antioxidantes naturais dos óleos vegetais promovem uma maior estabilidade à oxidação; entretanto, estes antioxidantes podem ser reduzidos durante o processo de refino ou por degradação térmica (FERRARI; OLIVERIA; SCABIO, 2005). O período de indução de *Rancimat* é um parâmetro que podem ser utilizados para monitoramento da degradação oxidativa do biodiesel durante o período de estocagem.

Os resultados obtidos neste estudo da estabilidade do biodiesel de soja e com as concentrações de extrato são expostos na tabela 5:

Concentração de extrato	Tempo de indução n1	Tempo de indução n2	Média e % de aumento
3000 ppm	6,14 h	6,40 h	6,27 ($\pm 0,09$) h (34%)
2000 ppm	5,88 h	5,90 h	5,89 ($\pm 0,01$) h (26%)
1000 ppm	5,62 h	5,57 h	5,59 ($\pm 0,02$) h (19%)
500 ppm	5,06 h	5,17 h	5,12 ($\pm 0,04$) h (9%)
0 ppm	4,67 h	4,68 h	4,68 ($\pm 0,01$)h

Tabela 05 - Tempo de indução do biodiesel, obtido pelo método *Rancimat*, com diferentes concentrações de extrato de Avélos.

Fonte: O autor

Os resultados apresentados na tabela 5 indicam o aumento do tempo de indução para 500, 1000, 2000 e 3000 ppm de extrato foi respectivamente: 9%, 19%, 26% e 34%. Isso demonstra a eficácia na redução da oxidação das moléculas que compõem o biodiesel, quando comparados ao biodiesel puro utilizado como controle (Gráfico 1). Os compostos fenólicos presentes nesses antioxidantes naturais, estabilizam os radicais livres na estrutura, através da ressonância no anel aromático (OETTERER; REGITANO-D'ARCE; SPOTO, 2006; SOARES, 2002; BARREIROS; DAVID; DAVID, 2006).

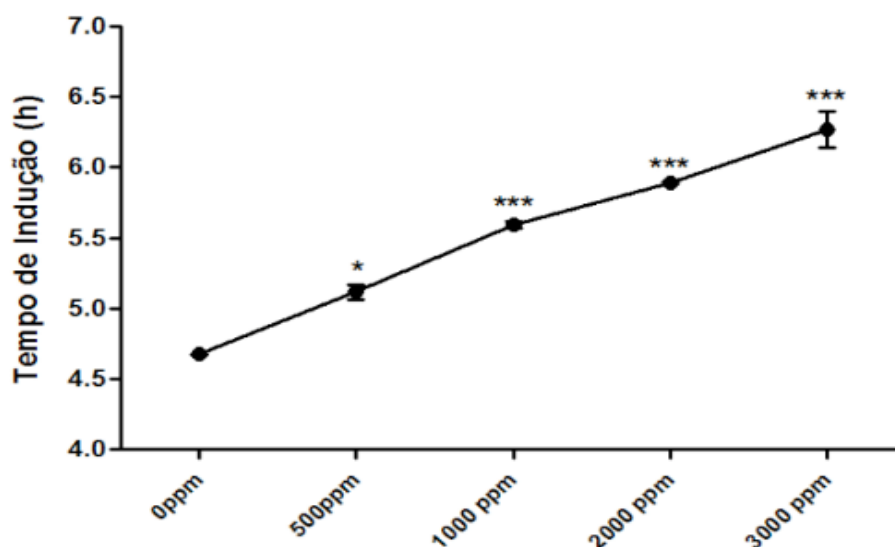


Gráfico 1 - Tempo de indução pelo método *Rancimat*.

Fonte: O autor

Nota: (*) : $p < 0,05$; (**) : $p < 0,01$; (***) : $p < 0,001$ – os valores foram comparados com ao do Biodiesel sem a adição das amostras.

Fonte: Dados da pesquisa

O tempo máximo de indução obtido foi de 6,27 ($\pm 0,09$) h para 3000 ppm do extrato. Até o ano 2014 as normas EN 14112 e EN 15751 traziam o limite mínimo de 6 h para a estabilidade à oxidação a 110°C, o que foi alterado posteriormente

pela Resolução ANP nº45/2014 para o mínimo de 8 horas. Embora o resultado esteja inferior às exigências atuais, ressalta-se que o presente estudo, foi realizado com o extrato bruto metanólico de Avelós, que além dos compostos fenólicos com já descrita atividade antioxidante, contém outros metabólitos secundários que poderiam interferir direta ou indiretamente podendo subestimar um potencial resultado antioxidante dos compostos isolados.

4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

O processo de obtenção de biodiesel a partir do óleo de soja comercial promoveu uma conversão de 96,8% do óleo em ésteres metílicos, a partir da reação de transesterificação metílica básica. Os parâmetros físico-químicos analisados: índice de iodo, índice de acidez e densidade estão de acordo com os limites estabelecidos pela Agência Nacional do Petróleo Gás Natural e Biocombustíveis (ANP).

O extrato metanólico de *Euphorbia tirucalli* L. apresenta valores de potencial redutor equivalente aos encontrados em outras plantas com potencial antioxidante conhecido. Na sua maior concentração (3000 ppm) o extrato proporcionou um tempo de indução de 6,27 horas indicando maior estabilidade oxidativa quando adicionado ao biodiesel (4,68 h); demonstrando que há potencial antioxidante nesse extrato. Entretanto, novos estudos são necessários para avaliar seus reais potenciais antioxidantes dos compostos fenólicos isolados no biodiesel de soja ou em adição aos sintéticos já existentes.

REFERÊNCIAS

ANTOLÍN, G., TINAUT, F. V., BRICEÑO, Y., CASTAÑO, V., PÉREZ, C., RAMÍREZ, A. I. Optimisation of biodiesel production by sunflower oil transesterification. **Bioresource Technology**, n. 83, p. 111–114, 2002.

BARBI, R. C. T. **Extração e quantificação de compostos fenólicos e antioxidantes da chia (*Salvia hispânica* L) usando diferentes concentrações de solventes**. 2016. 37 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia de Alimentos) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Campo Mourão, 2016.

BARREIROS, A. L. B. S.; DAVID, J. M.; DAVID, J. P. Estresse oxidativo: relação entre gerações de espécies reativas e defesa do organismo. **Química Nova**, v.29, n. 1, p.113-123, 2006.

BEZERRA, G. **Estudo da Influência de Antioxidantes na avaliação da Estabilidade Oxidativa de Biodiesel pelo Método PetroOXY**. 2015. . 82f. Dissertação (Mestrado em Química) - Universidade Federal do Espírito Santo, Espírito Santo, 2015.

BIERHALS, V. S.; MACHADO, V. G.; ECHEVENGUÁ, W. O.; COSTA, J. A. V.; FURLONG, E. B. Compostos fenólicos totais, atividade antioxidante e antifúngica de multimisturas enriquecidas com a microalga *Spirulina platensis*. **Rev. Inst. Adolfo Lutz**, v. 68, n. 1, p. 42-8, 2009.

Biodiesel Handling and use Guide. 4ed. United States Government Department of Energy. December, 2009. Disponível em: < <https://www.nrel.gov/docs/fy09osti/43672.pdf>> Acesso em outubro

de 2018.

ANP. Boletim mensal do biodiesel. Superintendência de Refino, Processamento de Gás Natural e Produção de Biocombustíveis. Fevereiro, 2017. Disponível em: < http://www.anp.gov.br/images/publicacoes/boletins-anp/Boletim_Mensal_do_Biodiesel/2017/Boletim_Biodiesel_FEVEREIRO_2017.pdf> Acesso em outubro de 2018.

BRASIL. Resolução nº 42 de 16 de Dezembro de 2009. Agência Nacional de Petróleo, Gás Natural e Biocombustível. 2009.

CECHINEL FILHO, V.; YUNES, R. A. Estratégias para a obtenção de compostos farmacologicamente ativos a partir de plantas medicinais. conceitos sobre modificação estrutural para otimização da atividade. **Química Nova**, v. 21, p. 1, 1998.

CHOI C. W., KIM, S. C.; HWANG, S. S.; CHOI, B. K. AHN, H. J.; LEE, M. Y.; PARK, S. H.; KIM, S. K. Antioxidant activity and free radical scavenging capacity between Korean medicinal plants and flavonoids by assay-guided comparison. **Plant Science**, n. 163, p.1161 - 1168, 2002.

CRUZ, R. S. Biodiesel: Parâmetros de Qualidade e Métodos Analíticos. **Química Nova**, v. 32, n. 6, 2009.

CVENGROS, J., POVAZANEC, F., Production and treatment of rapeseed oil methyl esters as alternative fuels for diesel engines. **Bioresource Technology**, v. 55, p. 145 – 152, 1996.

DERMIBAS, A. Biodiesel production from vegetable oils via catalytic and non-catalytic supercritical methanol transesterification methods. **Progress in Energy and Combustion Science**, v. 31, p. 466-487, 2005.

DUNN R. O. Effect of temperature on the oil stability index (OSI) of biodiesel. **Energy Fuels**; v. 22, p. 62–657, 2008.

DUNN, R. O. Effect of antioxidants on the oxidative stability of methyl soyate (biodiesel). **Fuel Processing Technology**, v. 86, n. 10, p. 1071–1085, 2005.

FERRARI, R. A.; OLIVERIA, V. S. e SCABIO, O. A. Biodiesel de soja – Taxa de conversão em ésteres etílicos, caracterização físico-química e consumo em gerador de energia. **Química Nova**, v. 28, n. 1, p. 19-23, 2005.

FROEHNER, S. E.; LEITHOLD, J. Transesterificação de óleos vegetais: caracterização por cromatografia em camada delgada e densidade. **Química Nova**, v. 30, n. 8, p. 3, 2007.

JULIANI, M.; DAMME, P. V.; HASTILESTARI, B. R.; PAPENBROCK, J. *Euphorbia tirucalli* L. (Euphorbiaceae) – The Miracle Tree. **Current Status of Knowledge**, v. 2, n. 1, p. 10, 2013.

GATO, F. S. **Avaliação de antioxidantes naturais e sintéticos na estabilidade oxidativa de biodiesel de macaúba (*Acrocomia aculeata*)**. 2016. 121f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Universidade Tecnológica Federal do Paraná. 2016.

GERIS, R.; SANTOS, N. A. C.; AMARAL, B. A.; MAIA, I. S.; CASTRO, V. D.; CARVALHO, J. R. M. Biodiesel de soja - Reação de transesterificação para aulas práticas de química orgânica. **Química Nova**, v. 30, n. 5, 2007.

GUIMARÃES, I. M. G. **Antioxidantes na estabilidade oxidativa do biodiesel**. 2011. 53f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Metalúrgica e de Materiais) - Faculdade de Engenharia da Universidade do Porto. 2011.

GUZZATTO, R.; DE MARTINI, T. L.; SAMIOS, D. The use of a modified TDSP for biodiesel production from soybean, linseed and waste cooking oil. **Fuel Process Technol.** v. 92, p. 2083-2088, 2011.

KALAM, M. A., MASJUKI, H. H., Biodiesel from palm oil—an analysis of its properties and potential. **Biomass Bioenergy**, n. 23, p. 471–479, 2002.

KNOTHE, G.; KRAHL, J; GERPEN, J. V. **The Biodiesel Handbook**. 2.ed. Illinois: Academic Press, 2005. 494p.

LEONARDI, J. G.; AZEVEDO, B. M.; ROMANO, L. H. Avaliação das insaturações de azeites extras virgens pelo índice de iodo (método de Wijs). **Revista Saúde em Foco**, n. 10, 2018.

LÔBO, I. P.; FERREIRA, S. L. C.; CRUZ, R. S. Biodiesel: parâmetros de qualidade e métodos analíticos. **Quím. Nova**, v. 32, n. 6, 2009.

MACHADO, M. M. **Perfil Fitoquímico e Avaliação dos Principais Efeitos Biológicos e Imunológicos in vitro da *Euphorbia Tirucalli* L.** 2007. 105f. Dissertação (Mestrado em Ciências Farmacêuticas, Área de Concentração em Controle e Avaliação de Insumos e Produtos Farmacêuticos) - Universidade Federal de Santa Maria – RS, Santa Maria, 2007.

MARGRAF, T. **Avaliação de diferentes métodos analíticos e efeitos da origem geográfica, varietal e cultivo agrônômico na composição química e atividade antioxidante de sucos de uva.** 2015. 105f. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) - Universidade Estadual de Ponta Grossa – PR, Ponta Grossa, 2015.

MAXCHEIX, J. J; FLEURIET, A.; BILLOUT, J. **Fruit phenolics**. Boca Raton, Florida: CRC Press, Inc., 1990. 378p.

MEHER, L. C.; VIDYA SAGAR, D.; NAIK, S. N. Technical aspects of biodiesel production by transesterification—a review. **Renewable Sustainable Energy Reviews**, n. 10, p. 248–268, 2006.

MITTELBACH, M., REMSCHMIDT, C., **Biodiesel: The Comprehensive Handbook**. Vienna: Boersedruck Ges. M.B.H., 2004. 332p.

MONTEIRO, J. M.; ALBURQUERQUE, P.; ARAUJO E. L. Taninos: uma abordagem da química à ecologia. **Química Nova**, v. 28, n. 5, p. 3, 2005

MORAIS, V. S.; DE CASTRO, E. V. R.; CARNEIRO, M. T. W. D.; BRANDÃO, G. P.; FABRI JÚNIOR, R.; SENA, D. R.. Cor ASTM: um método simples e rápido para determinar a qualidade do biodiesel produzido a partir de óleos residuais de fritura. **Quím. Nova**, v. 36, n. 4, p. 587-592, 2013.

OETTERER, M., REGITANO-D'ARCE, M. A. B., SPOTO, M. H. F. **Fundamentos da Ciência e Tecnologia de Alimentos**. Barueri: Manole, 2006. 613 p.

OLIVEIRA, R. S.; SILVA, E. A.; RODRIGUES, P. R. P.; SOUZA, S. N. M. Avaliação da ação antioxidante de produtos naturais no biodiesel B100 (*Glycine max*). **Engvista**, v. 16, n. 3, p.410 - 419, 2014.

ORLANDA, J. F. F; VALE, V. V. Análise fitoquímica e atividade fotoprotetora de extrato etanólico de *Euphorbia tirucalli* Linneau (Euphorbiaceae). **Rev. Bras. Pl. Med.**, v. 17, n. 4, supl. I, p. 730 - 736, 2015.

PETERSON, C. L., REECE, D. L., THOMPSON, J. C., BECK, S. M., CHASE, C. Ethyl ester of rapeseed used as a biodiesel fuel-a case study. **Biomass Bioenergy**, n. 10, p. 331–336, 1996.

PINTO, A. C.; GUARIEIRO, L. L. N.; REZENDE, M. J. C.; RIBEIRO, N. M.; TORRES, E. A.; LOPES, W. A.; PEREIRA, P. A. P.; ANDRADE, J. B. Biodiesel: an overview. **Journal of the Brazilian Chemical Society**, v. 16, n. 6B, p. 1313 -1330, 2005.

RUSCHELA; C. F. C.; FERRÃO, M. F.; SANTOS, F. P.; SAMIOS, D. Otimização do processo de

transesterificação em duas etapas para produção de biodiesel através do planejamento experimental Doeblert. **Quim. Nova**, v. XY, n. 00, p.1-6, 2016.

SANTOS, A. C.; SANTOS, K. A. S.; SILVA, E.; CORAZZA, M. Avaliação da estabilidade oxidativa do biodiesel de soja (*Glycinemax L.*) na presença de antioxidantes naturais obtidos das folhas de acerola (*Malpighia glabra L.*) utilizando CO₂ supercrítico. **Revista Brasileira de Energias Renováveis**, v. 3, p.197 - 210, 2014.

SENSÖZ, S., KAYNAR, I. Bio-oil production from soybean (*Glycine max L.*); fuel properties of bio-oil. **Industrial Crop and Products**, n. 23, p. 99 – 105, 2006.

SILVA, M. L. C.; COSTA, R. S.; SANTANA, A. S.; KOBLITZ, M. G. B. Compostos fenólicos, carotenóides e atividade antioxidante em produtos vegetais. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 31, n. 3, p. 669-681, 2010.

SOARES, S. E. Ácidos fenólicos como antioxidantes. **Revista de Nutrição**, v. 15, n. 1, p. 71-81, 2002.

SOUSA, L. S.; MOURA, C. V. R.; OLIVEIRA, J. E.; MOURA, E. M. Use of natural antioxidants in soybean biodiesel. **Fuel**, n. 134, p. 420–428, 2014.

TANG, H.; GUZMAN, R. C. D; WANG, A; SALLEY, S. O; NG, K. Y. S. The oxidative stability of biodiesel: Effects of FAME composition and antioxidant. **Lipid Technology**, v. 20, n. 11, p. 249-252, 2008.

TANG, H.; WANG, A.; SALLEY, S. O.; NG, K. Y. S. The effect of natural and synthetic antioxidants on the oxidative stability of biodiesel. **Journal of the American Oil Chemist Society**, p. 373- 382, 2008.

VICENTE, G.; MARTÍNEZ, M.; ARACIL, J.; ESTEBAN, A. Kinetics of sunflower oil methanolysis. **Industrial Engineering Chemistry Research**, n. 44, p. 5447–5454, 2005.

VIEIRA, J. S. C.; SOUSA, T. L.; ROSAS, L. S.; LIMA, A. L; RONCONID, C. M.; MOTA, C. J. A. Esterificação e transesterificação homogênea de óleos vegetais contendo alto teor de ácidos graxos livres. **Quim. Nova**, v. 41, n. 1, p. 10-16, 2018.

XIE, W.; PENG, H.; CHEN, L. Transesterification of soybean oil catalyzed by potassium loaded on alumina as a solid-base catalyst. **Applied Catalysis. A: General**, p. 67 – 74, 2006.

XIN, J.; SAKA, S. Method for improving oxidation stability of biodiesel. In: Yao T, editor. **Green energy and technology, zero-carbon energy Kyoto**, p. 5 –171, 2010.

YAAKOB, Z.; NARAYANAN, B. N.; PADIKKAPARAMBIL, S.; UNNI, S. K.; AKBAR, M. P. A review on the oxidation stability of biodiesel. **Renewable and Sustainable Energy Reviews**, v. 35, p. 136 -153, 2014.

YAMANE, K.; KAWASAKI, K.; SONE, K.; HARA, T.; PRAKOSO, T. Oxidation stability of biodiesel and its effect on diesel combustion and emission characteristics. **International Journal of Engine Research**, n. 8, p. 19 – 307, 2007.

AVALIAÇÃO DA EFICIÊNCIA DA ELETRODIÁLISE NO TRATAMENTO DE EFLUENTES DO SETOR DE GEMAS

Maria de Lourdes Martins Magalhães
Simone Stülp
Eduardo Miranda Ethur
Verônica Radaelli Machado

RESUMO: O processo de tingimento de ágatas gera consideráveis quantidades de águas residuais potencialmente prejudiciais ao meio ambiente, tais como efluente com íons metálicos, entre eles nitrato e ferro. O objetivo do presente estudo foi investigar a eficiência técnica de eletrodiálise na remoção de íons contaminantes presentes no efluente produzido pela indústria de tingimento ágata com base em parâmetros como a corrente limite e a cronopotenciometria. O ensaio de corrente limite utilizou uma solução de KNO_3 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ e o cronopotenciométrico, uma solução de $\text{Fe}(\text{NO}_3)_2$ $0,025 \text{ mol L}^{-1}$. Os ensaios foram realizados de modo estático em uma célula de acrílico com 3 compartimentos separados por membranas íon seletivas com o auxílio de dois eletrodos de Ag/AgCl imersos em capilares de Luggin, um ânodo de $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ DSA® e uma placa de titânio como cátodo. Os resultados apontaram uma corrente limite de $0,17 \text{ A}$ para o processo, além da remoção de $401,30 \text{ mg L}^{-1}$ do nitrogênio total e $1.107,0 \text{ mg L}^{-1}$ de ferro. Dessa forma, conclui-se que a eletrodiálise é uma técnica eficaz no tratamento de efluentes contendo íons

metálicos e ainda propõe-se a possibilidade do reúso dos íons, em um subsequente processo de tingimento de ágatas.

PALAVRAS-CHAVE: Corrente limite. Eletrodiálise. Tecnologias limpas. Tratamento de efluentes.

ABSTRACT: The agate dyeing process employs significant quantities of potentially harmful waste water to the environment, such as effluent with metal ions, including nitrate and iron. The aim of this study was to investigate the electro dialysis technique efficiency in the removal of contaminant ions present in the wastewater produced by the agate dyeing industry based on parameters such as current limit and chronopotentiometry. The current limit experiments utilized KNO_3 0.1 mol L^{-1} and chronopotentiometry a solution of $\text{Fe}(\text{NO}_3)_2$ 0.025 mol L^{-1} . The experiments were performed statically in acrylic cell three compartments separated by ion selective membranes and fitted with two Ag / AgCl electrodes immersed in a Luggin capillary, a $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ DSA® anode and a titanium plate as cathode. The results showed a current limit of 0.17 A for the process, and the removal of 401.30 mg L^{-1} of total nitrogen and 1107.0 mg L^{-1} iron. Thus, it is concluded that the electro dialysis is an effective method for treating effluents containing metal ions and also proposes the possibility of reuse of ions in a subsequent agate dyeing process.

1 | INTRODUÇÃO

Em termos mundiais, o Brasil destaca-se pela variedade de gemas encontradas e extraídas em seu território. O estado do Rio Grande do Sul apresenta uma das maiores províncias gemológicas do país, além de concentrar um elevado número de indústrias de processamento com empresas que atuam no setor de beneficiamento de gemas, como por exemplo a ágata, que pode ser utilizada em sua forma natural ou alterada, na maioria das vezes, por processos de tingimento que envolvem tratamentos térmicos e empregam corantes orgânicos sintéticos tais como cristal violeta e rodamina-B, além de soluções contendo nitrato, cianeto ou amônio e complexos de cromo ou ferro com consequente obtenção de colorações como rosa, roxa, verde e vermelha.

Os processos de tingimento têm gerado relevantes volumes de efluentes líquidos caracterizados por colorações acentuadas, concentrações elevadas de vários íons metálicos (PADILHA et al., 2009) além de alta carga orgânica, o que define esses corantes como potenciais contaminantes, tendo como consequências, a geração de um passivo ambiental.

As técnicas convencionais de tratamento dos efluentes, além de utilizarem grandes quantidades de produtos químicos, podem originar um grande volume de resíduos com uma determinada toxicidade. Atualmente, há um crescente interesse em processos alternativos de tratamento dos efluentes que gerem o mínimo de agressão ao meio ambiente e sejam economicamente viáveis. A possibilidade do reúso da água a partir desses processos também vem sendo tratada com relevância.

Estudos avançados no tratamento de efluentes dos tingimentos de gemas têm sido realizados a partir de processos fotocatalíticos e de adsorção no caso da remoção da rodamina-B, métodos fotocatalíticos e de biossorção para a degradação do cristal violeta além dos métodos de oxidação química e por Fenton, que visam a remoção dos componentes orgânicos, embora ainda haja a necessidade de técnicas que permitam a remoção dos íons metálicos presentes nesses efluentes. Os processos eletroquímicos que utilizam membranas têm conquistado um espaço significativo no que diz respeito ao tratamento de efluentes contendo íons metálicos.

A eletrodialise (ED) é uma técnica eletroquímica alternativa que vem sendo empregada na dessalinização da água e no tratamento de águas residuais para a remoção de íons (BOSKO et al., 2014), na qual espécies iônicas em solução são transportadas para diferentes compartimentos de uma célula através de membranas íon seletivas, aniônica e catiônica, por ação de um campo elétrico (BRETT e BRETT, 2005), apresenta vantagens quando comparada aos processos tradicionais (STRATHMANN, 2004), já que funciona de forma contínua, não requer mudança de fases, não demanda adição de reagentes químicos, além de minimizar a geração de

resíduos contaminantes e impactos ambientais. Dessa forma, a ED desponta como uma tecnologia limpa e expressa a possibilidade de reúso da água e dos íons presentes inicialmente no efluente.

Um fator essencial para a aquisição de um fluxo máximo de íons por unidade de área da membrana e garantia da eficiência do processo é a aplicação de consideráveis valores de densidades de correntes na técnica da ED. A corrente elétrica é transportada por apenas um íon, cátion ou ânion, na membrana, fator que depende da seletividade iônica da membrana, enquanto que na solução tanto cátions quanto ânions realizam o referido transporte. Dessa forma, a corrente aplicada interfere diretamente na capacidade de extração da operação de ED (STRATHMANN, 2004).

Neste sentido, o objetivo do presente trabalho é avaliar a eficiência da técnica de ED na extração de íons presentes em efluentes gerados pelo tingimento de ágatas em célula de 3 compartimentos através da determinação da corrente máxima utilizada, de maior eficiência para o processo.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

Os ensaios foram realizados em células eletroquímicas de acrílico com 3 compartimentos, separados por membranas Selemion® AMV e CMV, aniônica e catiônica respectivamente. Os eletrodos utilizados eram de $70\text{TiO}_2/30\text{RuO}_2$ DSA® como ânodo e titânio De Nora como cátodo. A fonte de corrente constante era ICEL PS-7000 (0-35 V, 0-3 A). Os ensaios foram desenvolvidos à temperatura ambiente, sem agitação e em triplicata.

2.1 Determinação da corrente limite do processo

A célula eletroquímica utilizada apresentava capacidade de 200 mL por compartimentos que foram preenchidos com uma solução de KNO_3 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$ e a área efetiva das membranas era de $8,90 \text{ cm}^2$. Os ensaios foram desenvolvidos com o auxílio de quatro eletrodos, sendo dois eletrodos com área de imersa de $12,5 \text{ cm}^2$ e os outros dois, de referência de Ag/AgCl imersos em capilares de Luggin, dispostos próximos à superfície da membrana catiônica. Incrementos sucessivos de corrente elétrica foram realizados em intervalos de 2 minutos com registro da corrente aplicada e potencial do sistema na membrana, com o auxílio de um multímetro MINIPA-ET-2081.

A eficiência da corrente foi avaliada através da construção de curvas de polarização, que relacionam a densidade de corrente aplicada (j) com o potencial da membrana obtido (E), além de curvas E i^{-1} versus i^{-1} , de acordo com Cowan e Brown (1959).

2.2 Ensaios cronopotenciométricos

Nos experimentos, foi utilizada uma célula com volume de 50 mL em cada compartimento. A área efetiva das membranas era de 0,785 cm². Os compartimentos foram preenchidos com uma solução de Fe(NO₃)₂ 0,025 mol L⁻¹. Os ensaios foram desenvolvidos com o auxílio de quatro eletrodos, sendo dois eletrodos de referência de Ag/AgCl imersos em capilares de Luggin, dispostos próximos à superfície da membrana catiônica. Os ensaios foram desenvolvidos com o auxílio de quatro eletrodos, sendo dois eletrodos com área de imersão de 10,0 cm² e os outros dois, de referência de Ag/AgCl imersos em capilares de Luggin, dispostos próximos à superfície da membrana catiônica. Um potenciostato/galvanostato Autolab/PGSTAT 128N da Autolab/ Eco Chemie foi utilizado, acoplado a um microcomputador e foi aplicado um pulso de corrente entre os dois eletrodos, dispostos nas extremidades da célula. A resposta da queda de potencial para cada pulso de corrente foi registrada durante 120 segundos.

2.3 Tratamento do efluente pela técnica de ED

Um efluente real proveniente de indústria de beneficiamento de gemas localizada no RS foi utilizado nos ensaios, constituído de soluções de lavagem provenientes do pós-tingimento azul, verde e vermelho de ágatas, que contém ferrocianeto de potássio, ácido crômico, cloreto de amônio, ácido nítrico, perclorato de ferro II e sucata de ferro. A corrente elétrica aplicada no sistema de ED foi de 2,20 A, com base nos estudos prévios de corrente limite, e o potencial de célula foi de 30 V.

A célula de eletrodialise apresentava capacidade de 6 L e o sistema foi operado em modo estático. As membranas apresentavam área efetiva de 63,61 cm² e os eletrodos, área de imersão de 189 cm². No compartimento central foi inserido o efluente a ser tratado e nos compartimentos laterais, uma solução de Na₂SO₄ 0,2 mol L⁻¹. As medidas do potencial foram executadas com o auxílio de um multímetro MINIPA-ET-2081. O tempo de tratamento aplicado ao efluente foi em um período de 10 horas. As medidas de pH e condutividade foram feitas *in situ*, sendo que o pHmetro utilizado foi o 827 pH Lab da Metrohm e o condutímetro 856 Conductivity Module da Metrohm. As análises realizadas foram o nitrogênio total (NT) pelo TNM-1 da Shimadzu, carbono orgânico total (COT) pelo TOCM-1 da Shimadzu, e espectrometria de absorção atômica de ferro pelo Analyst 100 da PerkinElmer.

O cálculo da extração percentual foi realizado através da equação 1 descrita por Jamaluddin et al. (1995).

$$E\% = \frac{C_i^0 - C_i^t}{C_i^0} \times 100 \quad (1)$$

Onde, α é a extração percentual, C_0 é a concentração de íons na solução diluída no início do experimento e C_t é a concentração de íons na solução diluída no instante do experimento.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 Determinação da corrente limite

As correntes limites foram determinadas para a solução de KNO_3 $0,1 \text{ mol. L}^{-1}$, de acordo com o método de Cowan e Brown (1959), baseado na relação entre o potencial total da célula e a corrente aplicada. As Figuras 1 e 2 apresentam, respectivamente, a curva corrente-potencial e a curva $E - i^{-1}$ versus i^{-1} para a solução de KNO_3 .

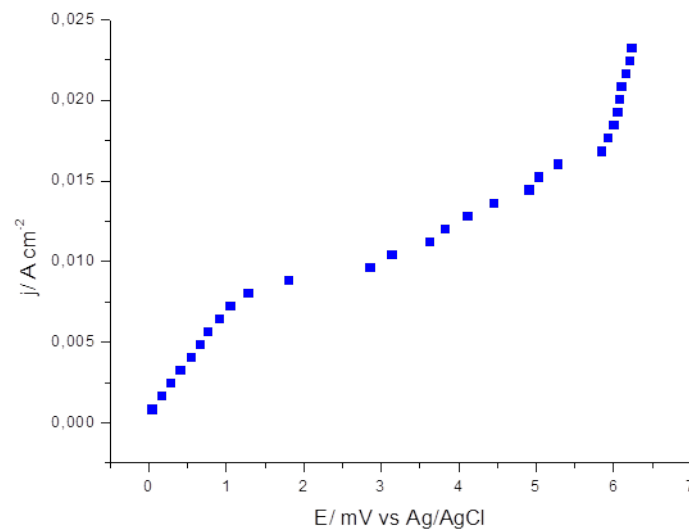


Figura 1 - Curva corrente-potencial para a solução de KNO_3 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$

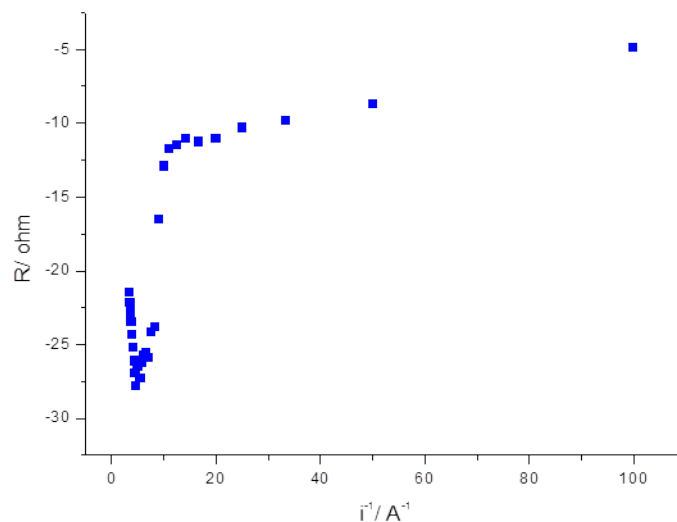


Figura 2 - Curva R versus i^{-1} para a solução de KNO_3 0,1 mol L^{-1}

A curva corrente-potencial apresenta um resultado típico com três regiões bem definidas, onde a primeira região é característica de correntes baixas com um comportamento ôhmico do sistema solução/membrana observado pela relação linear entre a densidade de corrente e potencial, no qual a resistência do sistema pode ser atribuída ao equilíbrio no transporte iônico entre a membrana e a solução. A segunda região se configura por uma região de difusão com uma diferença na inclinação da curva, causado por um acréscimo na resistência da membrana e valores da densidade de corrente limite. Já na terceira região, ocorre um incremento na densidade de corrente, superando o limite da corrente e o transporte dos íons é reforçado por ligeiros incrementos do potencial, possivelmente pela condução da corrente pelas espécies H^+ e OH^- da dissociação da água ou pelo fenômeno de convecção (MISHCHUK, 1998).

Através dos ensaios, foi possível determinar a corrente limite para o sistema contendo a solução de KNO_3 0,1 mol L^{-1} , obtendo-se um valor de 0,17 A, com uma densidade de corrente igual a 13,6 mA cm^{-2} . Segundo Strathmann⁴, para ser eficaz, a técnica da eletrodialise deve ser operada com densidades de corrente inferiores à corrente limite, nesse caso com correntes inferiores 0,17 A e, por isso, foi utilizado o valor de 0,15 A nos ensaios subsequentes.

Para avaliar a eficiência da corrente utilizada, foi realizado um ensaio de eletrodialise com a solução de KNO_3 . A eficiência foi avaliada em duas condições diferenciadas: no valor determinado a partir da obtenção da corrente limite (0,15 A) e em um valor acima do limite de corrente (0,70 A). Os ensaios de extração em termos do Nitrogênio Total (NT) no compartimento central da célula forneceram dados para a análise do desempenho da técnica de ED. A Tabela 1 apresenta os resultados nas duas condições avaliadas.

Tempo (min)	NT (mg L^{-1})	
	Medidas no valor da corrente limite (0,15 A)	Medidas acima do valor da corrente limite (0,70 A)
0	92,2	92,2
30	45,9	86,9
60	32,3	78,8

Tabela 1 - Resultados do NT antes e após o tratamento por ED

A partir desses dados, foi possível realizar o cálculo da extração percentual através da equação 1 e observar que houve uma redução de 14,5% no teor de nitrogênio com aplicação de uma corrente de 0,70 A, ou seja, bem acima do valor da corrente limite do sistema. Já com o valor da corrente limite (0,15 A) houve um incremento na eficiência do processo, com uma extração de 65% no teor de nitrogênio. Esse fato confirma a

importância da determinação da corrente limite do processo.

3.2 Ensaios cronopotenciométricos

As curvas cronopotenciométricas da solução de $\text{Fe}(\text{NO}_3)_2$ $0,025 \text{ mol L}^{-1}$ (Figura 3) foram construídas a partir da variação do potencial da membrana íon seletiva em função do tempo para uma determinada densidade de corrente aplicada. Os dados obtidos foram empregados na obtenção de informações sobre o transporte dos íons através da membrana.

Com a aplicação de um pulso de corrente, houve um incremento no potencial ocasionado pela diminuição significativa da concentração dos contra-íons na superfície da membrana em relação à concentração da solução no compartimento. Assim, o ponto de inflexão para cada pulso de corrente é conhecido como tempo de transição, e a densidade de corrente limite do sistema foi alcançada.

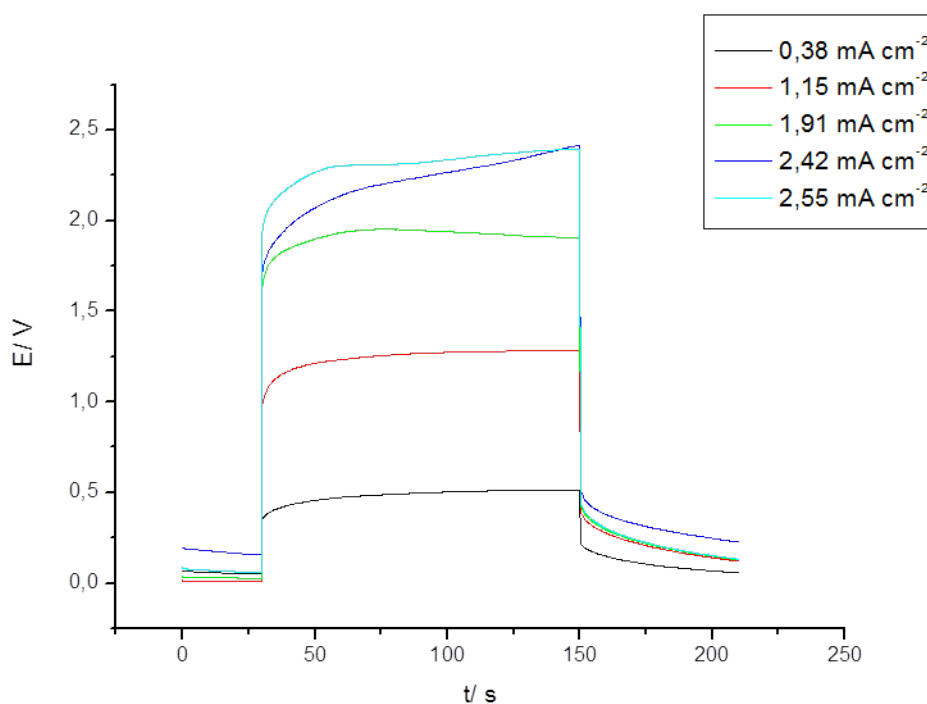


Figura 3 - Cronopotenciograma para a solução de $\text{Fe}(\text{NO}_3)_2$ $0,025 \text{ mol L}^{-1}$

As curvas cronopotenciométricas da solução de $\text{Fe}(\text{NO}_3)_2$ apresentam um comportamento que corresponde a um padrão ôhmico (PISMENSKAIA, 1998), ou seja, há um incremento rápido no potencial, associado à resistência ôhmica do conjunto solução/membrana. Em valores baixos de densidade de corrente ($0,38$ e $1,15 \text{ mA cm}^{-2}$) não há um aumento significativo no potencial durante o tempo de aplicação do pulso e em tempos maiores que , o potencial permanece praticamente constante até o fim do pulso. Já em valores próximos a corrente limite, surge um incremento no potencial devido a uma diminuição na concentração de íons ferro no compartimento central que pode ser interpretado como um aumento na resistência da membrana devido a

precipitados formados na sua superfície.

De acordo com estudos realizados (CHEKIOUA e DELIMI, 2015), a formação dos precipitados pode ser originada em função de variações locais do pH, como por exemplo, na interface membrana/solução pela ocorrência da dissociação da água em íons H^+ e OH^- , o que leva ao aumento do pH na superfície da membrana e possível formação de hidróxidos de ferro.

3.3 Tratamento do efluente pela técnica de ED

Antes do tratamento ser iniciado, foram realizadas medidas de pH, condutividade, carbono orgânico total (COT) e nitrogênio total (NT) do efluente bruto. A Figura 4 apresenta a célula de eletrodialise pós tratamento.

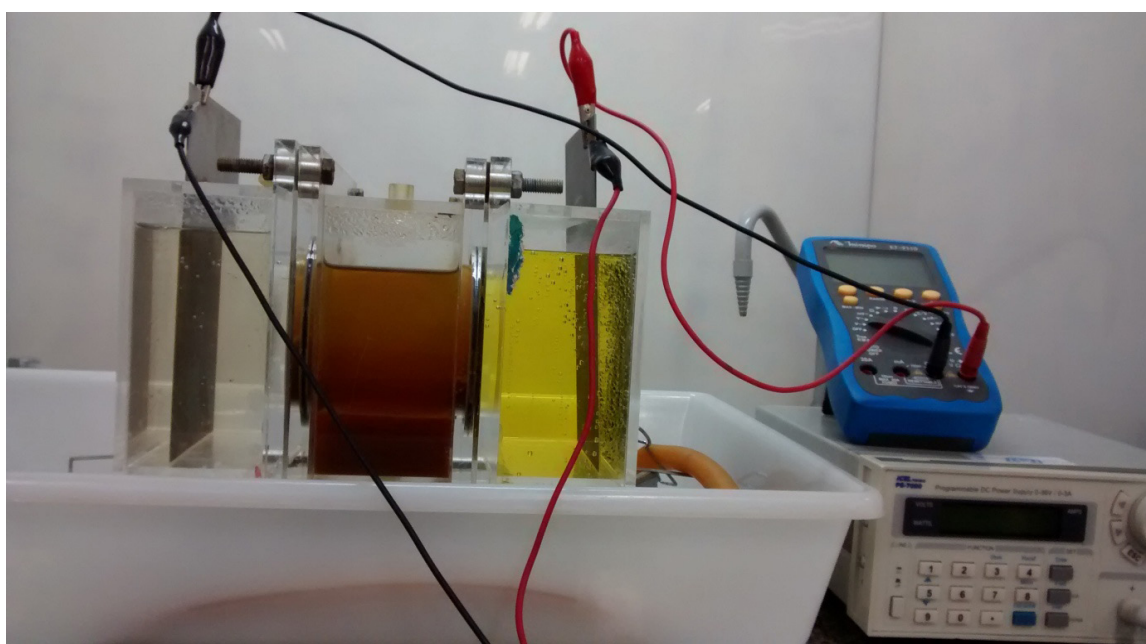


Figura 4 - Célula utilizada no tratamento de ED

A corrente aplicada no sistema de ED foi escolhida com base na determinação da corrente limite da solução de KNO_3 $0,1 \text{ mol L}^{-1}$. A Tabela 2 apresenta os resultados do tratamento referentes ao pH, condutividade, COT e NT em um tempo total de 10 horas, referentes ao compartimento central da célula de eletrodialise.

Tempo (horas)	pH	Condutividade (mS cm^{-1})	COT (mg L^{-1})	NT (mg L^{-1})
0	1,7	3,1	129,3	462,6
1	1,8	1,9	32,9	466,3
2	1,9	1,9	40,8	195,4
3	2,0	1,7	30,6	167,5
5	2,2	1,3	55,1	98,7
6	2,2	1,3	41,4	106,3
7	2,3	1,1	64,4	66,7

Tabela 2 - Características do efluente durante o tratamento por ED

De acordo com os resultados obtidos é possível observar que houve um aumento no pH do efluente, embora inexpressivo, já que o mesmo ainda se encontra em uma faixa de alta acidez. O aumento ocorre em função das reações que ocorrem nos compartimentos (QUIN, 2004), formação de íons hidroxila (OH^-) no compartimento catódico e de íons H^+ provenientes da oxidação da água, no compartimento anódico, que conferem às soluções catódica e anódica um pH alcalino e ácido, respectivamente. Já a transferência iônica das espécies presentes no efluente para os outros compartimentos leva ao aumento do pH do compartimento central. Dessa forma, há a necessidade de adequação do pH aos parâmetros legais para o descarte após o tratamento, de acordo com as orientações de resoluções ambientais vigentes (BRASIL, 2011).

A efetiva redução de 67,7 % na condutividade do efluente durante o processo indica a remoção dos íons metálicos do efluente. Dessa forma, é possível comprovar a diluição da solução do compartimento central e concentração das soluções dos compartimentos laterais pela transferência de íons através das membranas íon seletivas. Também houve uma significativa redução de 86,7% no NT, que pode ser explicado, possivelmente pela remoção dos íons nitrato do efluente durante o tratamento.

Em relação ao COT, os resultados estão adequados, com uma redução de 76,3%, já que o maior problema no que se refere ao tratamento por ED seria o *fouling*, caracterizado pelo depósito de matéria orgânica sobre a superfície da membrana, provocando a redução da capacidade de difusão dos íons através da membrana (DAVID, 2013).

A remoção de íons ferro presentes no efluente durante o tratamento também foi avaliada. A concentração de ferro no efluente bruto era de 1242,0 mg L⁻¹. Após 10 horas de tratamento, a concentração de ferro passou para 135 mg L⁻¹.

Os resultados indicam uma expressiva redução na concentração de ferro do efluente bruto de 89,1% em um intervalo de 10 horas de tratamento, onde comparado aos resultados de estudos anteriores (MOURAD, 2013), observa-se a eficiência do processo aplicado.

A partir dos resultados obtidos, é possível observar que a concentração de ferro decai com o tempo de tratamento, confirmando a transferência de íons Fe^{2+} através da membrana catiônica.

Assim, foi observada a formação de precipitado insolúvel no compartimento central, que pode ser removido posteriormente por separação física e motiva diferenças no somatório total da concentração de íons ferro, quando comparados os valores iniciais e após 10 horas de tratamento do compartimento central. Além disso, houve decantação de materiais particulados ao fundo da célula no compartimento central, o que também pode ocasionar a variação do somatório de concentrações.

O efluente, em estocagem antes do tratamento, também apresenta pequena decantação de particulados, o que pode ser explicado pelas concentrações de matéria orgânica (COT) no efluente proveniente da utilização de óleo diesel marítimo como lubrificante nas etapas de corte e lapidação das gemas, que são realizadas previamente ao processo de tingimento.

A formação desses precipitados demonstra uma limitação da aplicação do tratamento de ED, porém pode ser minimizada com modificações nas condições de realização dos experimentos como a agitação do sistema (Brauns et al, 2012) e de layout da célula (DERMENTZIS, 2010).

Importante ressaltar que, devido a sua eficácia, o tratamento por eletrodialise surge como uma prática que possibilita o reúso de água e insumos, fator cada vez mais importante, não só para a adequação às resoluções da legislação, como também para reduzir o seu consumo e custos de produção (DERMENTZIS, 2010).

Com base nos resultados, há uma proposta do grupo de pesquisa que visa a possibilidade do reúso da solução proveniente do compartimento anódico após aplicação da técnica de ED no tingimento ágatas.

4 | CONCLUSÃO

O estudo do tratamento de efluentes contendo íons metálicos no setor de gemas, particularmente ágatas, através da eletrodialise demonstrou que a técnica é viável. Os resultados obtidos evidenciaram que a determinação do valor da corrente limite utilizada durante o tratamento é essencial, já que no ensaio de 60 minutos com a aplicação de uma corrente bem acima da corrente limite (0,70 A) houve a redução de 14,5% no teor de nitrogênio, porém com o valor aproximado da corrente limite (0,15 A) houve um aumento significativo na eficiência do processo, com uma redução de 65% no teor de nitrogênio.

Os cronopotenciogramas para uma solução de $\text{Fe}(\text{NO}_3)_2$, indicaram que em valores próximos a corrente limite, surge um incremento no potencial devido a uma diminuição na concentração de íons ferro no compartimento central e a um aumento na resistência da membrana devido a um precipitado formado na superfície da mesma.

A condutividade no compartimento central foi reduzida de $3,08 \text{ mS cm}^{-1}$ para $1,05 \text{ mS cm}^{-1}$ após 10 horas de tratamento, o que aponta a remoção dos íons metálicos do efluente pela passagem através membranas íon seletivas. Além disso, houve a remoção de 87,86% de nitrogênio e 89,13% de ferro no efluente bruto, o que demonstra a eficiência da técnica.

Cabe ressaltar que esses resultados indicam a eficiência da técnica de eletrodialise, além da possibilidade do reúso dos íons, em um subsequente processo de tingimento de ágatas.

REFERÊNCIAS

- BOSKO, M. L.; RODRIGUES, M. A. S.; FERREIRA, J. Z.; MIRÓ, E. E.; BERNARDES, A. M. **Nitrate reduction of brines from water desalination plants by membrane electrolysis**, Journal of Membrane Science, v. 451, p. 276-284, 2014.
- BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Urbano e Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA); **Resolução do no 430, de 13/05/11**, Brasília: Brasil.
- BRETT, Christopher M. A.; BRETT, Ana Maria O. **Electrochemistry: principles, methods and applications**. Oxford: Oxford University Press, 2005.
- CHEKIOUA, A.; DELIMI, R. **Purification of H₂SO₄ of Pickling Bath Contaminated by Fe(II) Ions Using Electrodialysis Process**. Energy Procedia. v.74, p.1418-1433, 2015.
- COWAN, D.A.; BROWN, J.H. **Effect of turbulence on limiting current in electro dialysis cells**. Industrial and Engineering Chemistry. v. 51, n.12, p.1445-1448, 1959.
- DAVID A. V.; DAMNEARN K.; MICHEL S.; KITTY N. **Fouling in reverse electro dialysis under natural conditions**. Water Research. v. 47, p. 1289. 2013.
- DERMENTZIS, K. **Removal of nickel from electroplating rinse waters using electrostatic shielding electro dialysis/electrodeionization**. Journal of Hazardous Materials. v. 173, p. 647-652. 2010.
- BRAUNS, E.; BOSSAER, J.; TOYE, S. S.; MIJNENDONCKX, K.; PINOY, L.; VAN DER BRUGGEN, B. **A study of electro dialysis operating with mixed flow mode** Original Research Article. Separation and purification technology. v. 08, p. 356–365. 2012.
- JAMALUDDIN, A. K. M. et al. **Salt extraction from hydrogen-sulfide scrubber solution using electro dialysis**. Journal AIChE, 41 (5), p. 1194-1203, 1995.
- MISHCHUK, N. A. **Perspectives of the electro dialysis intensification**. Desalination. v. 117, p. 283-296, 1998.
- MOURAD, Ben Sik Ali; DORRA, Jellouli; BÉCHIR, Hamrouni. **Iron removal from brackish water by electro dialysis**. Environmental Technology. v. 34. n. 17. 2013.
- PADILHA, M. L.; FERREIRA, L. G.; PHILIPPI JR., A.; MALHEIROS, T. F. **Prática ambiental em indústrias têxteis do Estado de São Paulo**. Revista Brasileira de Ciências Ambientais, v.1, p. 38-44, 2009.
- PISMENSKAIA, N.; SISTAT, P.; HUGUET, P.; NIKONENKO, V.; POURCELLY, G. **Chronopotentiometry applied to the study of ion transfer through anion exchange membranes**. Journal of Membrane Science. v. 228, p. 65-76, 2004.
- QUIN, J. J.; WAI, M. N.; HTUN, M.; LEE, H. **A pilot study for reclamation of a combined rinse from a nickelplating operation using a dual-membrane UF/RO process**. Desalination. v.161, p. 155-167, 2004.
- STRATHMANN, H. **Íon-exchange membrane separation processes**. Membrane Science and Technology Series, 1st ed., Elsevier; Amsterdam, 2004.

AVALIAÇÃO DA MATÉRIA ORGÂNICA E COMPOSTOS NITROGENADOS EM WETLANDS COMO ALTERNATIVA NO PÓS-TRATAMENTO DE ESGOTO DOMÉSTICO

Isadora Godoy Brandão

Universidade Católica Dom Bosco
Campo Grande – MS

Beatriz Santos Machado

Universidade Católica Dom Bosco
Campo Grande – MS

Juliane Gonçalves da Silva

Universidade Católica Dom Bosco
Campo Grande – MS

RESUMO: Visando contribuir para melhoria das condições sanitárias de comunidades desprovidas de saneamento, *Wetlands* Construídos são sistemas utilizados principalmente para o tratamento de esgotos e apresentam como vantagem simplicidade e baixo custo de operação e baixo consumo energético. O presente trabalho objetivou avaliar o desempenho de *Wetlands* na remoção de matéria orgânica, nitrogenada e turbidez. Este possui diâmetro de 30 cm, 65 cm de profundidade útil, operando em fluxo descendente, com altura livre de 10 cm afim de evitar transbordamento devido à possível colmatação, tendo 10 cm de pedrisco (4,8 a 9,5 mm), 35 cm de areia (coeficiente de uniformidade de 2,52 e de permeabilidade 0,0143, à partir da curva granulométrica), 10 cm de brita 2 (32 a 25 mm), envolto por manta geotêxtil. A planta utilizada

no mesmo é a Helicônia (*Heliconia rostrata*), com área de influência de 150 cm². O sistema foi desenvolvido com 2 taxas de aplicação, sendo essas respectivamente de 70 L.m⁻².dia⁻¹ e 95 L.m⁻².dia⁻¹, com controle da vazão realizado por bomba peristáltica. A eficiência dos sistema foram avaliadas pelo percentual de remoção, com respectivamente: 98% em ambos sistemas (turbidez); 52 e 53% (DQO); 31 e 46% (DBO); 52 e 55% (NTK); temperatura média de 21° e pH neutro na faixa 6 a 7. Foi possível observar que os sistemas, quando aplicados a diferentes taxas de aplicação não apresentaram diferença significativa entre os parâmetros devido aos poucos dias de monitoramento dos sistemas.

PALAVRAS-CHAVE: *Wetlands*, tratamento de esgoto doméstico, sistemas naturais.

ABSTRACT: Visible to improve the sanitary conditions of communities deprived of sanitation, The constructs *Wetlands* are systems mainly destined to the treatment of sewage and they present the advantage of simplicity and low cost of operation and low energy consumption. The present work aimed to evaluate the performance of *Wetlands* in the removal of organic matter, nitrogen and turbidity. The diameter is 30 cm, 65 cm of useful depth, operating in descending flow, with free height of 10 cm to avoid the clogging, having 10 cm of hail (4.8 to 9.5 mm), 35 cm of sand (coefficient of uniformity of 2.52

and permeability 0.0143, from the granulometric curve), 10 cm of gravel 2 (32 to 25 mm), wrapped by geotextile blanket. A plant used is Heliconia (*Heliconia rostrata*), with influence area of 150 cm². The system was developed with two stages of advertisement, these being together of 70 L.m-2.dia-1 and 95 L.m-2.dia-1, with the peristaltic pump flow control. The rate of the systems was evaluated by the percentage of removal, with 98% in the both systems (turbidity); 52 and 53% (COD); 31 and 46% (BOD); 52 and 55% (NTK); pH and neutral pH in the range of 6 to 7. It was possible to observe that the systems, when applied at different application rates did not present significant differences among the parameters due to the few days of monitoring of the systems.

KEYWORDS: *Wetlands*, domestic sewage treatment, natural systems.

1 | INTRODUÇÃO

O quadro precário do atendimento com serviços de esgotamento sanitário resulta no lançamento de esgotos sem tratamento ou com concentrações acima dos limites permitidos pela legislação ambiental, Resolução CONAMA nº 357/05 (Brasil, 2005). Desta maneira, aliado ao aumento do consumo nos grandes centros urbanos, a alteração da qualidade dos corpos receptores podem prejudicar o abastecimento e irrigações de culturas que dependem de água com boa qualidade.

Diante deste fato, tornam-se relevantes a necessidade de se desenvolverem e adaptarem tecnologias economicamente viáveis de tratamento de águas residuárias. Os *Wetlands* construídos são sistemas desenvolvidos pelo homem que tentam imitar os processos ecológicos encontrados nos ecossistemas naturais (zonas úmidas, várzeas, brejos, banhados ou zonas alagadiças) como alternativas sustentáveis, empregadas de forma descentralizada.

A concepção de tratar os esgotos em *wetlands* de fluxo horizontal foi desenvolvida na Alemanha na década de 70. O primeiro *wetland* entrou em operação em 1974 em Othfresen e o processo foi chamado de RZM – Root Zone Method (Método Zona de Raízes) (LECLERC et al., 1999; KICKUTH, 1977 apud IWA, 2000).

Esses desempenham o papel de “rins naturais” para a preservação da qualidade das águas por meio da remoção de nutrientes e de metais tóxicos (MALIK, 2007; MITSCH, W.J.; GOSELINK, J.G., 2007). As macrófitas aquáticas, principais comunidades vegetais de *wetlands*, são eficientes para a remoção de poluentes em virtude de suas altas taxas de crescimento em águas eutróficas e intensa capacidade de remoção de nutrientes.

Von Sperling (2005) destaca os impactos causados pelo nitrogênio orgânico e amoniacal, bem como sua contribuição para poluição das águas. A amônia livre (NH₃) é um componente diretamente tóxico aos peixes, podendo conduzir à eutrofização de lagos e represas, além da nitrificação da amônia ionizada nos corpos receptores, que promove o consumo de oxigênio dissolvido. Concomitante a problemática exposta, há

o impacto do nitrogênio na forma de nitrato que está associado a doenças e os efeitos adversos à saúde pública causados pela ingestão de água com nitrato e nitrito.

Em relação à remoção de produtos orgânicos, os *Wetlands* verticais construídos normalmente fornecem uma boa remoção de produtos orgânicos e sólidos suspensos, mas estes sistemas tipicamente fornecem pouca denitrificação, sendo limitada a remoção de nitrogênio total nestes sistemas. No entanto, estes são menores e requerem menos operação e manutenção comparado com sistemas horizontais (KADLEC e WALLACE et al).

O desempenho do sistema *wetlands* construído, no que diz respeito à nitrificação e remoção de outros poluentes presentes nos esgotos, está diretamente relacionado às condições hidrodinâmicas, de escoamento da fase líquida, que prevalecem em seu interior.

Os filtros plantados com macrófitas podem ser de acordo com a literatura, segundo fluxo hidráulico como filtros plantados com macrófitas de fluxo horizontal, vertical e sistemas híbridos. O Brasil apresenta pouca experiência com os filtros plantados com macrófitas, principalmente os de fluxo vertical e sistemas híbridos. Os *wetlands* de fluxo vertical produzem uma boa transferência de oxigênio, o que permite a decomposição da matéria orgânica e a nitrificação do oxigênio amoniacal (COOPER et al, 1996 apud).

Nesse sentido, esta pesquisa teve como objetivo avaliar o comportamento da matéria orgânica carbonácea e nitrogenada de um *wetlands* construído, visando desenvolver uma alternativa descentralizada mais econômica do ponto de vista de operação e manutenção.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

2.1 LOCALIZAÇÃO DO EXPERIMENTO

Esta pesquisa foi realizada na Universidade Católica Dom Bosco (UCDB) – Campo Grande – Mato Grosso do Sul, região tropical de coordenadas: 20°26'34" latitude Sul e 54°38'47" longitude Oeste, com 532 metros de altitude, como também nos laboratórios da própria universidade.

2.2 Desenvolvimento Do Sistema

2.2.1 ETAPAS DOS PROCESSOS DE TRATAMENTO DO SISTEMA

O sistema como todo foi realizado de maneira comparativa, sendo sistemas com iguais dimensões, e composição do meio-suporte iguais, com cargas hidráulicas distintas de 45 L.m⁻².dia⁻¹, 70 L.m⁻².dia⁻¹ e 95 L.m⁻².dia⁻¹.

No sistema *wetlands* com carga de 45 L.m⁻².dia⁻¹, o efluente era captado e

operado manualmente, do tanque séptico, anterior ao tratamento da lagoa facultativa e encaminhado manualmente em baldes de 5l e alimentados diariamente de segunda a sábado, sem reservatório.

Os demais sistemas, o efluente primeiramente foi captado do tanque séptico, anterior ao tratamento da lagoa facultativa e encaminhado manualmente em baldes de 5l até o reservatório de entrada de 50l, localizado na casa de vegetação, próximo a entrada do Ceteagro. Este reservatório de entrada é o recipiente onde foram colocados os efluentes que alimentaram os sistemas, com o auxílio de uma bomba peristáltica (BP) presente no local de desenvolvimento da pesquisa. Após o bombeamento do efluente, o mesmo era encaminhado para os sistemas de CW-VF, sendo este responsável pela remoção dos poluentes encontrados no efluente.

Estes filtro operavam em fluxo descendente, isto é, o efluente entra por cima do filtro e tem sua saída na parte inferior. Em seguida o efluente tratado era coletado em garrafa esterilizada e o restante escoado para vala de infiltração.

2.2.2 DESENVOLVIMENTO E OPERAÇÃO DO WETLANDS

O dimensionamento dos sistemas *wetlands* de fluxo vertical foi feito de acordo com as recomendações de Hoffmann; Platzer (2011) e Sezerino (2006) para águas residuais seguindo critérios com clima quente, carga hidráulica, carga orgânica e TDH e área dos respectivos sistemas, demonstrado na tabela 1.

Critérios de projeto	Unidade	Wetlands de Fluxo Vertical		
		Recomendação	70 L.m ⁻² .dia ⁻¹	95 L.m ⁻² .dia ⁻¹
Profundidade do meio filtrante	Cm	≥50	60	60
Declividade	%	0,5 – 1	0,5 – 1	0,5 – 1
Carga Hidráulica	mm.dia	200	70	95
DQO	gDQO/m ² .dia	70	28	38
DBO	gDBO/m ² .dia	35	14	19

Tabela 1: Recomendações de parâmetro de projeto para *wetlands* vertical.

Fonte: adaptado de Hoffmann; Platzer (2011) e Sezerino (2006).

A alimentação do sistema *wetlands* vertical, foi realizada com efluente oriundo de tratamento primário, sendo cada sistema alimentado respeitando suas especificações. Os tratamentos foram dispostos com 3 taxas de aplicação diferentes a fim de observar o comportamento do sistema. Essas taxas trabalhadas no presente trabalho foram respectivamente de 45 L.m⁻².dia⁻¹, 70 L.m⁻².dia⁻¹ e 95 L.m⁻².dia⁻¹. O primeiro sistema foi desenvolvido um ano antes dos demais e alimentado com uma carga hidráulica de aproximadamente 45 L.m⁻².dia⁻¹, durante um período de 150 dias de monitoramento

em ambiente aberto, exposto as intempéries do tempo. Os dois demais filtros de $70 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$ e $95 \text{ L.m}^{-2}.\text{dia}^{-1}$, foram monitorados com o mesmo período de tempo, porém em casa de vegetação, protegidos das intempéries do tempo. Foram alimentados respectivamente em duas bateladas de 2,5l e em três bateladas de 2,25l ao longo do dia, sendo o controle da vazão será realizado por uma bomba peristáltica (Watson-Marlow, Brasil).

Os sistemas de *wetlands* foram feitos de material PVC vedados com fibra de vidro na parte inferior de onde será retirada o efluente, sendo que seu fundo possuía uma pequena declividade favorecendo a hidráulica dos fluidos. Estes possuem 80 cm de profundidade operando em fluxo descendente, com camada superficial livre de 5 cm para aplicar o efluente e evitar que ocorra transbordamento devido a uma possível colmatção do filtro, 60 cm de meio filtrante, 5 cm de pedrisco (4,8 a 9,5 mm), 5 cm de brita 2 (32 a 25 mm), conforme Figura 1.

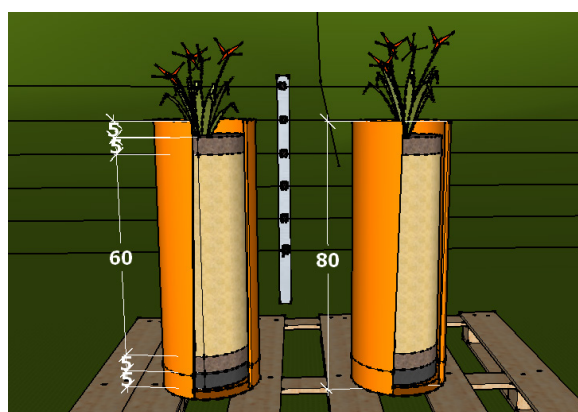


Figura 1 – Meio suporte e camada filtrante dos sistemas *Wetlands* construídos.

Fonte: Elaboração do autor.

A distribuição do efluente, na entrada do filtro, é uniforme, ocupando toda sua área, intuito de melhorar a hidrodinâmica. As britas encontradas no meio apresentam características distintas que contribuem de forma eficiente para o funcionamento do filtro. A primeira camada constituída por pedrisco impossibilita a erosão do meio filtrante quando o efluente é lançado. A segunda camada de areia é denominada como camada filtrante. A brita 2, sendo a última camada é responsável por impedir a saída da areia.

A planta inserida no sistema é a *Heliconia rostrata* da família *Heliconiaceae* tem origem Sul Americana de clima tropical a Equatorial, podendo chegar à altura de até 3,6 m. Quando a planta foi inserida no sistema, esta apresentava uma altura de 90 cm como demonstrada na figura 2. Ao iniciar o sistema, foi necessário adaptar a planta ao novo meio e ao efluente doméstico. Nos primeiros 5 dias de alimentação foi colocado apenas água no sistema, com o passar dos dias houve o incremento gradativo do efluente, inicialmente com 5% de esgoto para 95% de água, acrescentando o efluente de maneira gradativa a cada dia, até alimentação exclusivamente de esgoto doméstico.



Figura 2 - Sistema *Wetlands*.

Fonte: Tirada pelo autor.

2.3 GRANULOMETRIA

A granulometria foi analisada de acordo com a NBR 6502, pois o funcionamento baseia-se na passagem do efluente pela camada filtrante, que é constituída de areia. Portanto, é muito importante a determinação da granulometria correta da areia que constituirá esse leito filtrante. Para Di Bernardo & Dantas (2005), a determinação adequada deve utilizar os parâmetros de diâmetro médio efetivo (D10), coeficiente de uniformidade (CU), coeficiente de desuniformidade (D60/D10), esfericidade e porosidade, que são primordiais para a condição ideal de filtração.

2.4 ANÁLISES E AMOSTRAGEM

Foram analisados os parâmetros demanda química de oxigênio (DQO), demanda biológica de oxigênio (DBO), pH, Nitrogênio Amoniacal (NH₄-N), Nitrogênio Total (NTK) e turbidez, preconizados de acordo com Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2005).

A amostragem foi efetuada de forma simples, com tempo suficiente para encher os frascos de 1L, sendo armazenados em ambiente refrigerado, a fim de preservar suas características, sem comprometer a eficiência de seus resultados.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

3.1 GRANULOMETRIA DO MEIO FILTRANTE

A curva granulométrica (Figura 3) foi feita apenas com a areia, pois ela é o meio filtrante, a brita e o pedrisco foram usados apenas para reter essa camada de meio filtrante e evitar erosão na distribuição e que na saída esse material fosse lixiviado.

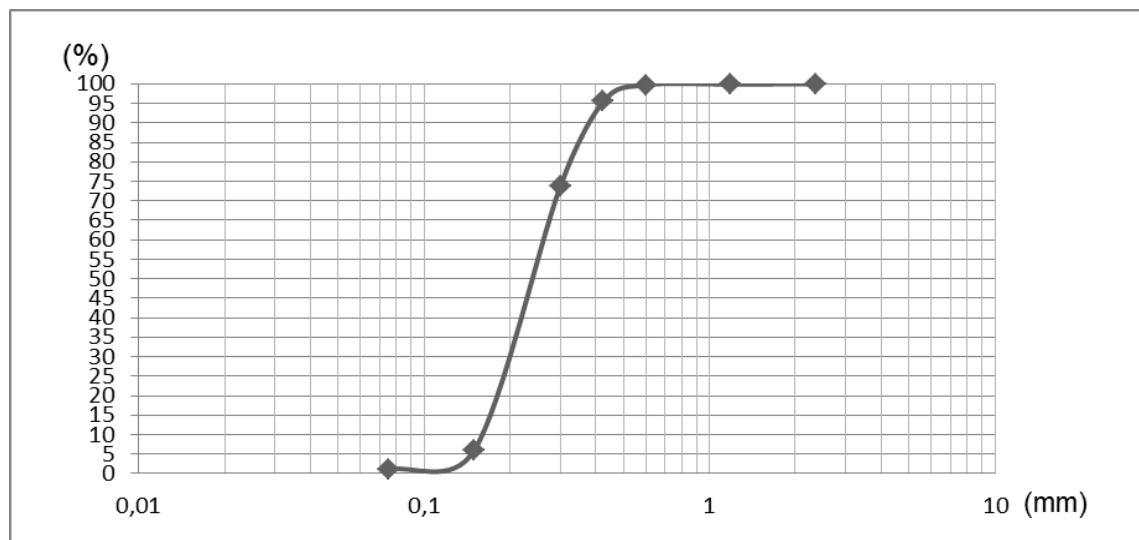


Figura 3 – Curva Granulométrica da Areia

Fonte: Elaboração do autor

A partir da curva granulométrica calculou-se o coeficiente de uniformidade (Cu), onde apresentou o valor de 2,52 e o coeficiente de permeabilidade de 0,0143. De acordo com Sezerino e Philippi (2004) o valor de Cu deve ser menor que 5 e o de Ks menor que 10-2. Sendo assim de acordo com a granulometria desse meio filtrante (areia) ele não apresenta suscetibilidade ao processo de colmatação/entupimento.

3.2 PARÂMETROS ANALISADOS

Os parâmetros analisados ao decorrer do período de pesquisa se encontram na Tabela 2 abaixo com os valores da qualidade do efluente de entrada e saída do sistema, avaliando o comportamento do mesmo na capacidade de remoção dos poluentes.

Parâmetro	Unidade	Entrada	Saída	Remoção (%)
CARGA - 45 L.m⁻².dia⁻¹				
DQO	mgO ₂ /L	423	194	54
DBO	mgO ₂ /L	168	85	50
pH	-	7,6	7,2	-
Turbidez	NTU	126	10.8	91
NTK	mg/L	-	-	-
NH ₄ -N	mg/L	27	9,6	64
Temperatura	°C	28	29	-

CARGA - 70 L.m².dia⁻¹				
DQO	mgO ₂ /L	218	105,17	52
DBO	mgO ₂ /L	95	66	31
pH	-	6,32	8,07	-
Turbidez	NTU	209	4,1	98
NTK	mg/L	42,3	20,2	52
NH ₄ -N	mg/L	32	15	53
Temperatura	°C	20	21	
CARGA - 95 L.m².dia⁻¹				
DQO	mgO ₂ /L	218	102	53
DBO	mgO ₂ /L	95	51	46
pH	-	6,32	7,52	-
Turbidez	NTU	209	4,82	98
NTK	mg/L	42,3	19,2	55
NH ₄ -N	mg/L	32	12	63
Temperatura	°C	20	22	

Tabela 2 – Resultados dos parâmetros analisados.

(*): número de análises; NTK – Nitrogênio Total Kjeldahl; NH₄-N – Nitrogênio Amoniacal.

Avaliando e comparando os sistemas, foi possível observar que mesmo o sistema com carga de aplicação diferentes, os sistemas não apresentaram diferença significativa quanto a remoção dos contaminantes até o presente momento. Em virtude do recente monitoramento dos sistemas, os mesmos podem futuramente apresentar uma diferença significativa, pois a população microbiana presente no biofilme responsável pela degradação dos poluentes crescerá, proporcionando uma maior remoção. A temperatura média manteve-se a cerca de 21° C, enquanto o pH se manteve estável, mantendo a neutralidade do efluente ao percolar pelo sistema.

O potencial hidrogeniônico (pH) apresentou valores análogos de entrada e saída nos diferentes tipos de tratamento e camada filtrante sem tendência de acidificação, nota-se uma estabilização do pH em ambos os casos. A Temperatura não apresentou variações altas. Em relação aos valores de turbidez após o tratamento nos wetlands, a remoção foi em torno de 98% e 91% no de carga mais baixa, possibilitando esse sistema como pré-tratamento para desinfecção solar, em função da baixa carga de sólidos suspensos, auxiliando na penetração dos raios solares.

Em relação a remoção de matéria orgânica (DQO), Lana *et al.*, (2013) obtiveram 81% para as unidades plantadas e não plantadas, em sistemas de *wetlands* verticais que receberam parte do esgoto de Estação de Tratamento de Esgoto após sua passagem por tratamento preliminar, porém com sistemas mais robustos. Em relação a remoção de NTK, com base nos resultados obtidos, apesar de medianos, foi possível verificar que está ocorrendo o processo de nitrificação nos tratamentos.

Ao decorrer do tempo de operação dos sistemas, o filtro com carga de 45 L.m².dia⁻¹, apresentou indícios de colmatação com um ano de monitoramento do mesmo. Isso

pode ter sido em causa da morte da planta utilizada no sistema, período anteriormente próximo a colmatação do mesmo. Esse acontecimento desenvolveu-se no momento em que a universidade onde a pesquisa era desenvolvida estava em período de férias, com entrada controlada de pessoas, e intensidade de calor era maior.

Os outros sistemas como monitorados em ambiente controlado demoraram um tempo maior para apresentar colmatação, mesmo com taxas de aplicação maiores.

4 | CONCLUSÕES

- No período operado para granulometria do meio filtrante que foi utilizado, o sistema não apresentou colmatação e/ou entupimento com a taxa de aplicação hidráulica de 70 L.m⁻².dia⁻¹ e 95 L.m⁻².dia⁻¹.
- O *Wetlands* desenvolvido com taxa de 70 L.m⁻².dia⁻¹, foi eficiente na remoção de matéria orgânica carbonárea e nitrificada com remoção de DQO, nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal de 52% e 52% 53% respectivamente, atendendo a legislação CONAMA 357.
- O *Wetlands* desenvolvido com taxa de 95 L.m⁻².dia⁻¹, foi eficiente na remoção de matéria orgânica carbonárea e nitrificada com remoção de DQO, nitrogênio total Kjeldahl e nitrogênio amoniacal de 53% e 55% 63% respectivamente, atendendo a legislação CONAMA 357.
- A turbidez na saída do sistema de *Wetlands* construído foi em torno de 4,5 NTU, com remoção de 98%, possibilitando esse sistema como pré-tratamento para desinfecção solar, em função da baixa carga de sólidos suspensos, auxiliando na penetração dos raios solares.
- Os sistemas apesar de serem operados com taxas de aplicação diferentes, os mesmos não obtiveram diferença nos resultados dos parâmetros.

REFERÊNCIAS

T, Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 7181 – Solo – Análise Granulométrica**.

ABNT, 1984. Associação Brasileira de Normas Técnicas. **NBR 13969: tanques sépticos: unidades de tratamento complementar e disposição final dos efluentes líquidos. Projeto, construção e operação**. São Paulo. 1997.

APHA; AWWA; WEF. **Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**. 22 edition. Washington DC: American Public Health Association, 2012

BRIX, H.; SCHIERUP, H.-H. **Soil oxygenation in constructed reed beds: The role of macrophyte and soil-atmosphere interface oxygen transport**. In: COOPER, P.F.; FINDLATER, B. C. (eds.) **Constructed Wetlands in Water Pollution Control**. Oxford, United Kingdom: Pergamon Press 1990. p. 53–66.

CAWST. **Biosand Filter Manual, Design, Construction, Installation, Operation and Maintenance**. Alberta: Center for Affordable Water and Sanitation Technology 2009.

COOPER, P. **A review of the design and performance of vertical-flow and hybrid reed bed**

treatment systems. Wat. Sci. Tech., v. 40, n.3, p. 1-9, 1999.

Di BERNARDO, L.; DANTAS, A.D.B. **Métodos e técnicas de tratamento de água.** 2.ed. Ed. Rima,v.1, 2005.

PHILIPPI, S.L; SEZERINO, P.H. **Aplicação de sistemas tipo *Wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Ed. do Autor, 2004.

IWA – International Water Association. **Constructed *Wetlands* for Pollution Control: Processes, Performance, Design and Operation.** Scientific and Technical Report No. 8. London, England: IWA Publishing, 2000. 156 p.

KICKUTH, R., 1977. **Degradation and incorporation of nutrients from rural wastewaters by plant rhizosphere under limnic conditions.** In: Utilization of Manure by Land Spreading. Comm. Europ. Commun., EUR 5672e, London, UK, pp. 335–343.

KORKUSUZ, E. A.; BEKLIOGLU, M.; DEMIRER, G. N. **Treatment efficiencies of the vertical flow pilot-scale constructed *wetlands* for domestic wastewater treatment.** Turkish Journal of Engineering & Environmental Sciences, v. 28(5), p. 333-344, 2004.

LANA, L. C. O.; Von Sperling, M.; Moraes, D. C.; Vasconcellos, G. R.; Cota, R. S. **Pesquisas da úfmg com sistemas de *wetlands* construídos de escoamento vertical: lições após cinco anos de estudos;** In: 1º Simpósio Brasileiro Sobre Aplicação de *Wetlands* Construídos no Tratamento de Águas Residuárias, 2013, Florianópolis. Anais...Florianópolis: UFSC, p. 133

LECLERC, G.; ROCHETE, F. J.; MÁLAGA, H.; MENDOÇA, S. R.; SÁNCHEZ, A. P.; ACEVEDO, L. F. **Estudios técnicos de sustitución aplicables al saneamiento de aguas servidas de pequeñas comunidades: Sistemas de tratamiento de aguas servidas por medio de humedades artificiales.** Santa Fé; Canadá. Societé Québécoise d’Assanissement des Eaux; Organización Panamericana de la Salud; Centro Nacional del Agua (CENAGUA); Nov. 1999. 217 p.

OLIJNYK, D. P.; SEZERINO, P. H.; FENELON, F. R.; PANCERI, B.; PHILIPPI, L. S. **Sistemas de tratamento de esgoto por zona de raízes: análise comparativa de sistemas instalados no Estado de Santa Catarina.** In: 24º Congresso Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental. CD-Room. Belo Horizonte/MG. Rio de Janeiro: ABES, 2007. 8 p.

PHILIPPI, L. S.; SEZERINO, P. H. **Aplicação de sistemas tipo *wetlands* no tratamento de águas residuárias: utilização de filtros plantados com macrófitas.** Ed. do Autor. Florianópolis, 2004. 144 p.

PNSB (2000) – Pesquisa Nacional de Saneamento Básico. Ministério do Planejamento, 2000. **Orçamento e Gestão.** Instituto de Geografia e Estatística – IBGE. Diretoria de Pesquisa. Departamento de População e Indicadores Sociais. Rio de Janeiro.

TONETTI, A. L.; FILHO, B. C.; STEFANUTTI, R.; FIGUEIREDO, R. F.; PEDRO, C. C. O. S. **Remoção de matéria orgânica, coliformes totais e nitrificação no tratamento de esgotos domésticos por filtros de areia.** Engenharia Sanitária Ambiental. vol.10, n.3, pp. 209-218. 2005.

AValiação da Redução fotocatalítica de HgCl_2 , em fase aquosa, por ZnO e TiO_2 comerciais ativados por radiação artificial ou solar

Ana Letícia Silva Coelho

Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Química
Maringá – Paraná

Giane Gonçalves Lenzi

Universidade Tecnológica Federal do Paraná
Ponta Grossa – Paraná

Luiz Mário de Matos Jorge

Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Química
Maringá – Paraná

Onélia Aparecida Andreo dos Santos

Universidade Estadual de Maringá, Departamento de Engenharia Química
Maringá – Paraná

RESUMO: O cloreto de mercúrio (HgCl_2), bem como os compostos mercuriais oriundos de sua conversão química, apresentam variadas maneiras de acúmulo e toxicidade em organismos biológicos. A presença excessiva de Hg e seus derivados no ambiente não constituem apenas um problema ambiental, mas também um grave problema de saúde pública. Desta forma, no presente trabalho aplicou-se o processo de fotocatalise heterogênea para avaliar o potencial dos semicondutores comerciais, óxido de zinco (ZnO) e dióxido de titânio (TiO_2 - fase cristalina anatase), na redução de HgCl_2 presente em efluente sintético. Para tal,

analisou-se a influência da fonte de radiação - luz artificial ou solar. Os resultados mostraram que o ZnO comercial foi capaz de reduzir totalmente o HgCl_2 em todas os sistemas reacionais estudados. Com relação ao TiO_2 , os resultados demonstraram que o catalisador apresentou pouca eficiência na redução fotocatalítica de HgCl_2 quando irradiado com luz artificial, não demonstrando capacidade de redução do poluente na presença de luz solar.

PALAVRAS-CHAVE: Cloreto de mercúrio, fotocatalise heterogênea, dióxido de titânio, óxido de zinco.

ABSTRACT: Mercury (II) chloride (HgCl_2) and its compounds, derived from its chemical conversion, present several forms of toxicity and accumulation in biological systems. Once present in environment, the excessive Hg, as well as its derivatives are not only an environmental hazard, but also a serious public health problem. Thus, in the present work, heterogeneous photocatalysis process was applied in order to investigate the ability of commercial semiconductors, zinc oxide (ZnO) and titanium dioxide (TiO_2 -crystalline phase anatase), to reduce HgCl_2 from synthetic effluent. In particular, the influence of radiation source – UV and solar radiation - was analyzed. The results indicated that commercial ZnO totally reduced the HgCl_2 , in all conditions and reactional systems studied. Regarding TiO_2 , the

results demonstrate that the catalyst has little activity in the reduction process under UV light, while for solar light the catalyst demonstrated no ability to reduce the pollutant. **KEYWORDS:** Mercury chloride, heterogeneous photocatalysis, titanium dioxide, zinc oxide.

1 | INTRODUÇÃO

Com o propósito de associar desenvolvimento tecnológico com responsabilidade ambiental, a Organização das Nações Unidas (ONU) realizou em Estocolmo em 1972, a primeira reunião direcionada à preservação do meio ambiente. Dentre os fatores abordados na conferência, cabe salientar:

- (1) O futuro do planeta, mudanças climáticas, quantidade e qualidade da água;
- (2) Chuvas ácidas, grandes quantidades de metais pesados e pesticidas.

As emissões de metais pesados para o ambiente ocorrem por diversas vias, incluindo o ar – durante processo de combustão, extração e processamento – água – por meio da mineração, mas principalmente da ejeção de resíduos industriais – e solos pelo uso de pesticidas e fertilizantes, o que conseqüentemente leva à contaminação de águas subterrâneas e culturas.

Vinte anos após a primeira conferência mundial ambiental, realizou-se no Rio de Janeiro a ECO 92, com a instauração da Agenda 21, que tem como propósito firmar compromissos da sociedade com o desenvolvimento sustentável e, com isto, promover padrões de consumo e produção sustentáveis (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE, 2013).

A integralização da Agenda 21 no Brasil é exercida pela Comissão de Política de Desenvolvimento Sustentável (CPDS) do Ministério do Meio Ambiente (MMA). Especial atenção tem sido dada por este órgão à elaboração e implantação da Política Nacional de Segurança Química, objetivando a boa gestão dos produtos químicos, assegurando que substâncias químicas sejam produzidas e usadas de forma responsável, minimizando a formação de áreas contaminadas com produtos perigosos, prevenindo danos ao meio ambiente e à saúde humana.

O cloreto de mercúrio (HgCl_2) apresenta elevada solubilidade em compostos orgânicos, esta característica facilita a permeabilidade de tal substância pelas membranas biológicas. Uma vez presente no organismo, o HgCl_2 interfere negativamente nos mecanismos de transporte da membrana celular, sendo tal comportamento observado especialmente no que concerne ao transporte de neurotransmissores cerebrais. Ademais, tal composto também atua como potente desnaturador de proteínas, inibindo a síntese de aminoácidos, resultando em um desequilíbrio nas funções metabólicas celulares (FIGUEIREDO et al. 2016).

Quando presente em corpos d'água, o mercúrio (Hg) apresenta-se principalmente sob a forma de HgCl_2 , os particulados contendo Hg^{2+} , podem ainda ser metilados pela ação de bactérias específicas, tais como *Desulfovibrio desulfuricans ND132* e

Geobacter sulfurreducens PCA, resultando em monometilmercúrio (MMHg, CH_3Hg^+) e dimetilmercúrio (DMHg, CH_3HgCH_3), os quais são considerados as formas mais tóxicas do Hg (DA PIEVE et al. 2014).

Segundo Teixeira (2016), grande parte dos estudos relatados na literatura sobre a relação entre Hg e a região Amazônica concentram-se na exposição de peixes e seres humanos ao MMHg e DMHg. Todavia, recentemente observaram-se os riscos da contaminação de Hg inorgânico, uma vez que este composto mercurial tem sido comumente detectado na culinária Amazônica, por meio de peixes oriundos de áreas contaminadas com Hg.

A fotocatalise heterogênea caracteriza-se por promover não somente a remoção de substâncias recalcitrantes, mas também sua completa mineralização, evitando a ejeção destes compostos nos corpos aquáticos receptores. O processo tem por princípio a ativação do semiconductor por fótons com energia superior ou igual ao *bandgap*, por meio da qual há excitação eletrônica, sendo que o elétron é promovido da banda de valência (BV) para a banda de condução (BC), gerando os pares de elétron/lacuna (e^-/h^+). As lacunas geradas apresentam caráter oxidante, enquanto os elétrons atuam como redutores permitindo que substratos orgânicos e inorgânicos possam sofrer reações do tipo redox, promovendo transformações físico-químicas no substrato (CHAKRABARTI e DUTTA, 2004).

Neste contexto, o presente estudo tem por objetivo avaliar a capacidade remoção de HgCl_2 de meio aquoso, pelos semicondutores comerciais óxido de zinco (ZnO) e dióxido de titânio (TiO_2) fase cristalina anatase, quando os mesmos são ativados por luz artificial ou solar.

2 | MATERIAL E MÉTODOS

Reagentes: Os óxidos comerciais e o sal metálico empregado como poluente foram: (I) óxido de titânio IV (Sigma-Aldrich com 99,9% de grau de pureza); (II) óxido de zinco (Dinâmica, 99,9% de pureza); (III) cloreto de mercúrio - HgCl_2 (Merck P.A).

Calcinação: Os óxidos, comerciais puros (TiO_2 e ZnO), foram submetidos à calcinação em mufla, em atmosfera oxidante (ar), por 4 horas a 400°C .

Caracterização dos óxidos comerciais: Os óxidos comerciais utilizados como catalisadores foram caracterizados quanto: (I) ao perfil de cristalinidade por difratometria de raios X (DRX), (II) energia de *bandgap* por meio de espectroscopia fotoacústica; (III) configuração dos grupos funcionais presentes na superfície dos catalisadores, utilizando-se espectroscopia no infravermelho por transformada de Fourier (FT-IR).

Sistemas reacionais: Os ensaios experimentais foram realizados em fase líquida em uma unidade de reação fotocatalítica em reator solar (sistema contínuo) e em reator batelada em escala de bancada (sistema descontínuo). Para este, a irradiação ultravioleta foi fornecida por uma lâmpada de vapor de mercúrio 250 W. Em

ambos os sistemas o tempo de reação foi de 3 horas e as concentrações de ambos os óxidos e de HgCl_2 usadas foram de 1g.L^{-1} e 120 ppm, respectivamente. As leituras das amostras efluente do reator foram realizadas por meio de espectrofotômetro de absorção atômica SpectrAA – 10 Plus VARIAN, obtendo-se assim a concentração residual de HgCl_2 .

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos (Figura 1) mostram que ao final da reação, a radiação UV-A (315 a 400 nm) e UV-B (280 a 315 nm), emitida pela lâmpada, foi capaz de reduzir 100% da concentração inicial de poluente – dentro dos limites de detecção do equipamento - quando se utilizou ZnO, sendo o mesmo comportamento obtido para o sistema solar. No que concerne ao TiO_2 , o mesmo não apresentou redução efetiva de HgCl_2 para nenhum dos sistemas reacionais estudados.

O resultado da espectroscopia fotoacústica mostrou que as energias de *bandgap* para o ZnO e o TiO_2 foram 3.18 eV e 3,2 eV, respectivamente. Assim, apesar de ambos os óxidos apresentarem valores de energia de ativação similares, o ZnO possui como vantagem o fato de absorver mais o espectro solar que o TiO_2 , o que faz com que seja considerado um fotocatalisador ideal para utilização de energia solar (MOHAMED e SALAM, 2014).

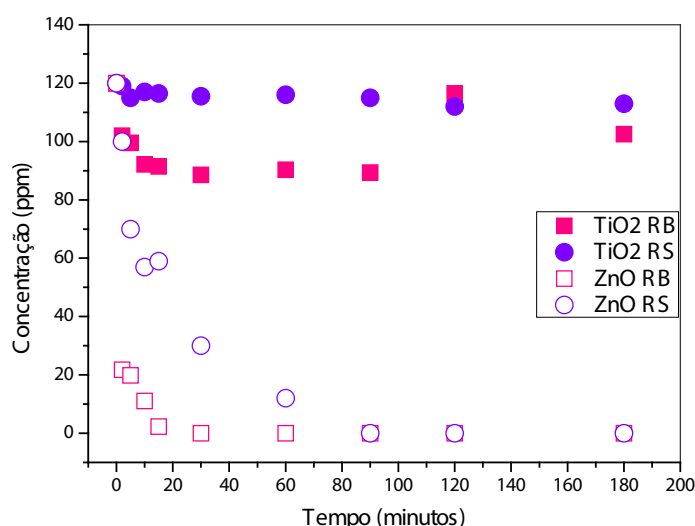


Figura 1 - Remoção de HgCl_2 por TiO_2 e ZnO usando diferentes energias de ativação. (RB): sistema reacional luz UV; (RS): sistema reacional luz solar.

Ademais, o ZnO apresenta um elevado número de defeitos em sua estrutura cristalina – vacâncias de oxigênio, zinco intersticiais e oxigênio intersticiais, o que propicia uma maior incorporação de impurezas ou contaminantes em seu retículo (CHAKRABARTI e DUTTA, 2004). Salienta-se ainda, o fato de ZnO possuir mobilidade eletrônica ($200\text{-}300\text{ cm}^2\text{V}^{-1}\text{s}^{-1}$) consideravelmente maior que o TiO_2 ($0,1\text{-}4\text{ cm}^2\text{V}^{-1}\text{s}^{-1}$),

o que favorece uma maior eficiência na transferência dos elétrons (KUMAR e RAO, 2015; MOHAMED e SALAM, 2014). Os difratogramas obtidos para as amostras de TiO_2 e ZnO comerciais estão apresentados na Figuras 2(I). Os picos observados foram comparados com os padrões publicados pela ICSD (*Inorganic Crystal Structure Database*) e JCPDS (International Centre for Diffraction Data).

Assim, no que concerne aos resultados de DRX (Figura 2I), cada um dos materiais comerciais apresentou uma única fase cristalina. A fase polimórfica anatase ($2\theta = 25,32^\circ; 36,95^\circ; 37,81^\circ; 38,58^\circ; 48,04^\circ; 53,9^\circ; 55,07^\circ; 62,13^\circ; 62,7^\circ$ e $68,77^\circ$), foi observada na amostra comercial TiO_2 , conforme ICSD 84-1285. Tal fase cristalina é amplamente empregada em tratamentos por fotocatalise heterogênea, todavia apresenta como limitação a capacidade de absorver apenas espectros na região ultravioleta. Em relação ao ZnO , observa-se uma definição da região cristalinna na forma de wurtzita ($2\theta = 31,78^\circ; 34,44^\circ; 36,27^\circ; 47,55^\circ; 56,60^\circ; 62,86^\circ; 66,37^\circ; 67,94^\circ$ e $69,08^\circ$), conforme JCPDS PDF # 36-1451, Chakma et al. (2013) e Nirmala et al. (2010).

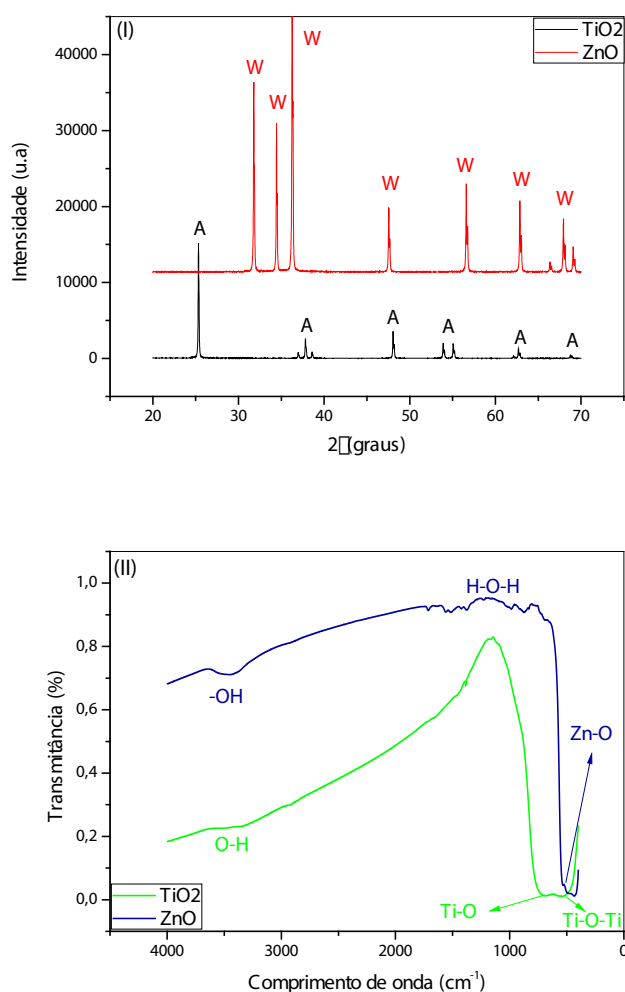


Figura 2- Resultados da caracterização dos óxidos comerciais: (I) DRX; (II) FT-IR. (A) fase cristalina anatase; (W) fase cristalina wurtzita.

Os espectros FTIR para as amostras de TiO_2 e ZnO são apresentados na Figura

2(II). Para o óxido de zinco as bandas presentes na faixa 400 - 700 cm^{-1} são atribuídas às vibrações Zn-O (CHAKMA et al. 2013; KHAN e KHALID, 2010; BECHERI et al. 2008) e os picos em torno de 1378 cm^{-1} designam as vibrações H-O-H presentes na estrutura dos cristais ZnO, as quais podem ser oriundas da água utilizada durante a síntese do semicondutor (RAJA et al. 2014). Por sua vez, as vibrações entre 3450 e 3500 cm^{-1} indicam a presença de grupos hidroxila OH (MAYA-TREVIÑO et al. 2015; CHAKMA et al. 2013; KHAN e KHALID, 2010; BECHERI et al. 2008). No que concerne ao dióxido de titânio, analisando o espectro obtido nota-se a presença de bandas de transmitância tênues entre 3400 e 3600 cm^{-1} . Estas frequências de vibração são atribuídas ao grupo O-H. Na região abaixo de 1000 cm^{-1} , as bandas estão relacionadas aos diferentes modos de vibração do TiO_2 entre 653 e 550 cm^{-1} são características das ligações Ti-O e entre 495 e 436 cm^{-1} estão relacionadas a Ti-O-Ti.

Conforme resultados FT-IR, observa-se que o ZnO é o único composto a apresentar bandas correspondentes ao grupamento H - O - H, os quais podem representar sítios de adsorção do HgCl_2 , o que justifica os resultados obtidos pelo TiO_2 quando o mesmo é ativado por luz UV.

O presente estudo demonstra o potencial do ZnO no tratamento por fotocatalise heterogênea de efluentes industriais reais contendo Hg, empregando-se luz solar. Tal fato é de extrema importância, pois segundo Brito e Silva (2012), as principais limitações técnicas, para a construção de sistemas reacionais fotocatalíticos em escala real, estão relacionadas aos custos com energia e ao uso de catalisadores de baixo custo.

4 | CONCLUSÃO

O óxido comercial ZnO mostrou 100% de eficiência no processo de fotoredução do HgCl_2 , quando ativado por luz UV e solar. Por sua vez, o TiO_2 apresentou menor eficiência para ambas as fontes de energia de ativação, comparativamente ao ZnO.

5 | AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio do Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPQ) e da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES).

REFERÊNCIAS

BECHERI, A.; DURR, M.; NOSTRO, P. L.; BAGLIONI, P. Synthesis and characterization of zinc oxide nanoparticles: application to textiles as UV- absorbers. **Journal of Nanoparticle Research**, v.10, p.679-689, 2008.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Diagnóstico Preliminar de Mercúrio no Brasil**. Brasília, DF, 2013. 106 p.

BRITO, N. N.; SILVA, V. B. M. Processo oxidativo avançado e sua aplicação ambiental. **Revista eletrônica de engenharia civil**, v.1, p.36-47, 2012.

CHAKRABARTI, S.; DUTTA, B. K. Photocatalytic degradation of model textile dyes in wastewater using ZnO as semiconductor catalyst. **Journal of Harzadous Material B**, v.112, p.269-278, 2004.

DA PIEVE, F.; STANKOWSKI, M.; HOGAN, C. Eletronic structure calculations of Mercury mobilization from mineral phases and photocatalytic removal from water and the atmosphere. **Science of the total environment**, v. 493, p.596-605, 2014.

FIGUEIREDO, F. G.; LIMA, L. F.; MORAIS-BRAGA, M. F. B.; FIGUEIREDO, J. G.; PINTO, N. B.; MATIAS, E. F. F.; MENEZES, I. R. A.; ALMEIDA, R. S.; CUNHA, F. A. B; COUTINHO, H. D. M. Avaliação do potencial citoprotetor contra o efeito tóxico do cloreto de mercúrio e antioxidante de *Lygodium venustum* SW (Lygodiaceae). **Revista Interfaces, saúde, humanas e tecnologia**, v.3, p.44-49, 2016.

KHAN, A. A. K.; KHALID, M. Synthesis of nano-sized ZnO and polyaniline-zinc oxide composite: characterization, stability in terms of DC electrical conductivity retention and application in ammonia vapor detection. **Journal of Applied Polymer Science**, v.117, p.1601-1607, 2010.

KUMAR, S. G.; RAO, K. S. R. K. Zinc oxide based photocatalysis: tailoring surface bulk structure and related interfacial charge carrier dynamics for better environmental applications. **Royal Society of Chemistry Advances**, v.5, p.306-3351, 2015.

MAYA-TREVIÑO, M. L.; VILLANUEVA-RODRÍGUEZ, M.; GUZMÁN-MAR, J. L.; HINOJOSA-REYES, L.; HERNÁNDEZ-RAMÍREZ, A. Comparison of the solar photocatalytic activity of ZnO-Fe₂O₃ and ZnO-Fe⁰ on 2,4-D degradation in a CPC reactor. **Photochemical & Photobiological Sciences**, v.14, p. 543-549, 2015.

MOHAMED, R. M.; SALAM, M.A. Photocatalytic reduction of aqueous mercury (II) using multi-walled carbon nanotubes Pd-ZnO nanocomposite. **Material Research Bulletin**, v.50, p.85-90, 2014.

NIRMALA, M.; NAIR, M. G.; REKHA, K.; ANUKALIANI, A.; SAMDARSHI, S. K.; NAIR, R. G. Photocatalytic activity of ZnO nanopowders Synthesized by DC Thermal Plasma. **African Journal of Basic & Applied Sciences**, v.2, p.161-166, 2010.

RAJA, K.; RAMESH, P. S.; GEETHA, D. Structural, FTIR and photoluminescence studies of Fe doped ZnO nanopowder by co-precipitation method. **Spectrochimica Acta Part A: Molecular and Biomolecular Spectroscopy**, v. 131, p. 183–188, 2014.

TEIXEIRA, F. B. **Caracterização das alterações no córtex motor de ratos adultos submetidos à exposição crônica com mercúrio inorgânico**. 2016. 121 f. Dissertação (Mestrado em Neurociências e Biologia Celular) - Universidade Federal do Pará, Belém, 2016.

AVALIAÇÃO DE ASPECTOS E IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREAS DE PRESERVAÇÃO PERMANENTE NA AVENIDA LITORÂNEA, SÃO LUÍS/MA

Karla Bianca Novaes Ribeiro

Faculdade Pitágoras de São Luís
São Luís – Maranhão

Karine Silva Araujo

Faculdade Pitágoras de São Luís
São Luís – Maranhão

James Werllen de Jesus Azevedo

Faculdade Pitágoras de São Luís; Universidade
Federal do Maranhão – UFMA.
São Luís – Maranhão

RESUMO: O objetivo deste artigo consistiu em caracterizar as Áreas de Preservação Permanente (APP's) presentes na Avenida Litorânea, São Luís – MA; assim como a identificação dos aspectos e impactos ambientais existentes no local, atentando para a legislação cabível a essas áreas. Os métodos utilizados para efetuar o estudo englobaram pesquisas literárias, laboratoriais e *in loco*. Também procurou-se avaliar a importância da preservação de cada um desses ecossistemas, apontando alterações causadas por suas danificações. Dentre as APP's catalogadas estão as: dunas, restingas, manguezal e topos de morros; onde foram identificadas alterações nas mesmas, com notável associação às atividades antrópicas, podendo causar impactos consideráveis ao funcionamento ecológico do local. Diante do exposto verificou-se a

necessidade de preservar e racionalizar o uso da área fazendo a manutenção dos recursos naturais através da fiscalização dos órgãos competentes e aplicação das leis vigentes associadas às diretrizes de gerenciamento costeiro.

PALAVRAS-CHAVE: APP's, Avenida Litorânea, Impactos Ambientais.

ABSTRACT: The objective of this article was to characterize the Areas of Permanent Preservation (APPs) present on the Litorânea Avenue, São Luís - MA; as well as the identification of the environmental aspects and impacts that exist in the place, paying attention to the legislation applicable to these areas. The methods used to carry out the study included literary, laboratory and *in loco* research. It also sought to evaluate the importance of the preservation of each of these ecosystems, pointing out changes caused by their damages. Among the APP's cataloged are: dunes, restingas, mangrove and hills tops; where changes were identified in them, with a notable association with anthropogenic activities, which could cause considerable impacts to the ecological functioning of the site. In view of the above, it was verified the need to preserve and rationalize the use of the area by maintaining the natural resources through the supervision of the competent bodies and application of the laws in force associated with

the coastal management guidelines.

KEYWORDS: APP's, Coastal Avenue, Environmental Impacts.

1 | INTRODUÇÃO

O crescimento urbano desordenado nas áreas litorâneas vem provocando a degradação ambiental das praias devido a introdução de bares, a falta de saneamento básico, e a especulação imobiliária, provocando, assim, a alteração do equilíbrio natural das praias, contribuindo para o surgimento de problemas decorrentes da falta de sensibilidade dos frequentadores das praias (SODRÉ & FARIAS FILHO, 2010). Nesta linha enquadra-se a Avenida Litorânea, São Luís - MA, a qual ao longo do seu curso apresenta APP's; porém, vêm sofrendo alterações ao longo dos anos, devido ao avanço do desenvolvimento econômico do município, principalmente nos setores imobiliários e turísticos.

Segundo Macedo et al. (2007), a principal causa da poluição no litoral é o lançamento de esgotos não tratados, o que é um facilmente observado por quem caminha nas praias localizadas ao longo da Avenida Litorânea, contribuindo para a degradação das zonas de APP's. Portanto, diante disto, o presente estudo tem como objetivo caracterizar as APP's existentes na Avenida Litorânea em São Luís – MA, verificando o cumprimento da legislação quanto às mesmas, bem como efetuar uma avaliação quanto aos aspectos e impactos ambientais ocorrentes no local.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Para a realização do presente estudo, foram adotados métodos de pesquisas convencionais capazes de contemplar os objetos de análise e proporcionar o alcance do objetivo em questão. No desenvolvimento da pesquisa, as atividades foram orientadas com fundamentação no que se refere à consolidação do referencial teórico, que foram realizados em laboratórios de informática e na biblioteca Governador Ribamar Fiquene, sendo esses localizados na Faculdade Pitágoras, São Luís - MA, além de visita *in loco*, realizada no dia 27 de Setembro de 2016.

Localização da área de estudo: A Avenida Litorânea está localizada ao norte de São Luís/MA, com cerca de 2°29'28.1" e 2°28'54.2" de latitude sul e 44°17'43.3" e 44°14'26.8" longitude oeste. "A área em estudo apresenta terraços fluviais e marinhos, paleofalésias, dunas, paleodunas e ambientes de sedimentação que são testemunhos da origem e evolução geomorfológica" (FEITOSA, 1989 apud COSTA et al., 2013).

A Avenida compreende a orla marítima do final da praia da Ponta da Areia passando por toda a Praia do Calhau (Figura 1), com a presença de empreendimentos comerciais, constituídos principalmente de restaurantes, bares e casas de show, assim

como vários empreendimentos imobiliários de alto padrão, caracterizando a área como espaço nobre da cidade de São Luís (COSTA et al., 2013).



Figura 1: Área da Av. Litorânea. Os pontos em vermelho indicam o percurso efetuado durante a visita de campo.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Na Avenida Litorânea é possível encontrar ecossistemas como as dunas, restingas, manguezais, considerados APP's; além de topos de morros, que também se enquadram nessa classificação. O ambiente de dunas é predominante no litoral nordestino (PINHEIRO et al., 2013). Foram encontradas na área do estudo dunas fixas e móveis, sendo esta última capaz de modificar a paisagem da área de estudo constantemente. Essas alterações são observadas principalmente na época de estiagem, quando a velocidade dos ventos se torna mais intensa. Já as dunas fixas são visualizadas mais facilmente, devido a sua cobertura vegetal (Figura 2), que é responsável pela fixação da duna e também considerada APP, pois faz parte do ecossistema restinga.



Figura 2: Duna com cobertura vegetal/Duna fixa.

Observou-se em campo uma baixa expressividade quanto a presença das restingas, sendo essas insuficientes para manter a maioria das dunas fixas no local. Tais condições, afeta diretamente a função de barreira natural exercida pelas dunas, expondo a inundações e a processos erosivos toda a área urbanizada ao longo da Avenida, sobretudo, em função das condições de macro maré que ocorrem na capital maranhense, podendo atingir alturas de até 7m, durante as marés de sizígia (RAMOS & CASTRO, 2004).

O ecossistema manguezal, também uma APP, pode ser observado no final da Avenida Litorânea, localizado próximo a foz do Rio Pimenta (Figura 3). Segundo Bezerra (2008), a capacidade que o ecossistema manguezal tem de gerar bens e serviços faz com que este seja de extrema importância para zona costeira.



Figura 3: Manguezal localizado na foz do rio Pimenta, no final da Avenida Litorânea.

Ao longo da Avenida Litorânea foram observados topos de morros, que segundo Slaski (2012) possuem função de divisores topográficos. A mesma fonte afirma que em relevos acidentados, o abastecimento dos lençóis freáticos pela água da chuva ocorre no topo e nas vertentes dos mesmos; sendo assim, a preservação da vegetação

nessas áreas é necessária para garantir a sua função ambiental.

Os registros de campo permitiram evidenciar aspectos ambientais como: geração de efluentes, oriundos dos empreendimentos do local e dos imóveis residenciais, bem como a entrada de resíduos sólidos e esgoto doméstico no mar, oriundos de outros locais, por meio de drenagem pluvial (Figura 4). Esses aspectos podem causar impactos ambientais consideráveis, pois tendem a poluir o ambiente marinho com consequente mortandade dos animais. Além disso, podem promover a proliferação de doenças devido ao contato direto da população com a água e/ou areia contaminada, no local.



Figura 4: Drenagem pluvial localizada na Avenida Litorânea, São Luís-MA.

Com a remoção de dunas para o prolongamento da Avenida, o continente ficou mais exposto aos avanços das marés, acarretando constantes problemas estruturais para área, permitindo a entrada de resíduos sólidos de construção no mar e causando impactos econômicos; além disso, causa o alagamento da Avenida, prejudicando o tráfego. Com intuito de controlar o avanço da maré, foram colocadas barreiras artificiais (enrocamento) ao longo da área de estudo, como mostra a **Figura 5**.



Figura 5: Enrocamento ao longo da Avenida Litorânea, São Luís/MA.

A quantidade insuficiente de restingas intensifica os processos de movimentação das dunas, o que contribui para o acúmulo de areia na pista (Figura 6), atrapalhando o trânsito e causando prejuízos financeiros, devido a constante necessidade da retirada das areias acumuladas ao longo da via.



Figura 6: Acúmulo de areia na Avenida Litorânea, São Luís/MA, causado pela intensificação do processo de movimentação das dunas. **Fonte:** Imirante, 2015.

Nos morros existentes no local observou-se a presença de habitações, que se encontram em situação de risco, pois o relevo desses ambientes não é propício para construções. A instalação dessas moradias causa tanto o desmatamento como a compactação do solo dessas áreas, diminuindo sua capacidade de infiltração e aumentando o escoamento superficial, estabelecendo um cenário favorável para deslizamento de terra e grandes acidentes, além de comprometer o abastecimento dos lençóis freáticos.

Apesar dos impactos ambientais observados no local de estudo, algumas atividades causadoras de degradação não são consideradas ilegais; podendo-se destacar as alterações das dunas, que apesar de serem APP's, foram suprimidas para a ampliação da Avenida. A realização dessa atividade foi considerada legal, pois se enquadrava no Art. 3º, Inc. VIII, Alínea b, da Lei 12.651/2012 - Novo Código Florestal Brasileiro, sendo definida como uma obra de utilidade pública, onde é permitida a alteração da APP, como dito no Art. 8º da Seção II do Cap. II dessa Lei (BRASIL, 2012). Em conflito com a lei, observa-se a degradação da restinga nas áreas de dunas ainda existentes, associadas tanto às atividades de lazer em geral, como pela ocupação/ampliação dos bares e restaurantes.

4 | CONCLUSÃO

Perante a execução desse trabalho, de acordo com os resultados obtidos, conclui-se que as APP's encontradas na Avenida Litorânea não estão sendo devidamente preservadas; porém, nem todas as atividades realizadas na área, caracterizadas como causadoras de degradação, podem ser enquadradas como ilegais. A avaliação dos resultados sinaliza a necessidade de preservar e racionalizar o uso da área, promovendo o ordenamento e a manutenção dos recursos naturais através da fiscalização dos órgãos competentes e aplicação das leis vigentes associadas às diretrizes de gerenciamento costeiro.

REFERÊNCIAS

BEZERRA, Denilson da Silva. **The mangrove ecosystem in the Urban Environment Context of Public Policy for Use and Occupation Solo River Basin Anil, Sao Luis, Maranhão**. 2008. 122 f. Dissertação (Mestrado em SAÚDE E MEIO AMBIENTE) - Universidade Federal do Maranhão, São Luís, 2008. Disponível em: <<https://tedebc.ufma.br/jspui/bitstream/tede/1077/1/DENILSON%20DA%20SILVA%20BEZERRA.pdf>>. Acesso em: 10 out. 2016.

BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nos 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nos 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória no 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. **Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil**,

Brasília, DF, 28 de maio de 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2011-2014/2012/Lei/L12651.htm>. Acesso em: 18 nov. 2018.

COSTA, C.M.C.; PIRES, J.C.C.; NASCIMENTO, E.S.; PASSOS, D.C. **Impactos ambientais configurados no prolongamento da “Avenida Litorânea”, município de São Luís, Maranhão-Brasil**. Observatório Geográfico da América Latina, 2013. Disponível em: <<http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal14/Procesosambientales/Impactoambiental/28.pdf>>. Acesso em: 23 out. 2016.

IMIRANTE. **Um problema de vento e areia na Litorânea**. 2015. 1 fotografia. Disponível em: <<https://www.blogsoestado.com/zecasoares/2015/12/27/um-problema-de-vento-e-areia/>>. Acesso em: 18 out. 2016.

MACEDO, S.J.; PHILIPPINI DA SILVA, H.K.; BRAYNER, F.M.M.; DUARTE, M.M.M.B.; BARBOSA, A.M.F. **Heavy metal concentrations in sediments of the Capibaribe river estuary in the Metropolitan Region of Recife, Pernambuco-Brazil**. WIT Transactions on Ecology and the Environment, v. 102, p. 3, 2007. Disponível em: <<https://www.witpress.com/elibrary/wit-transactions-on-ecology-and-the-environment/102/17273>>. Acesso em: 26 out. 2016.

PINHEIRO, M.V.A.; MOURA-FÉ, M.M.; FREITAS, E.M.N. **Os ecossistemas dunares e a legislação ambiental brasileira**. Geo UERJ, n°. 24, v. 2, 2013. Disponível em: <<http://www.e-publicacoes.uerj.br/index.php/geouerj/article/viewFile/5546/9046>>. Acesso em: 23 out. 2016.

RAMOS, Roberto Santos; CASTRO, Antonio Carlos Leal De. **Monitoramento das Variáveis Físico-Químicas no Cultivo de Crassostrea rhizophorae (Mollusca)(Guilding, 1928) no Estuário de Paquatua-Alcântara/MA, Brasil**. Boletim do laboratório de Hidrobiologia, v. 17, n. 1, p. 29-42, 2004. Disponível em: <<http://www.periodicoseletronicos.ufma.br/index.php/blabohidro/article/view/2135>>. Acesso em: 23 out. 2016.

SLASKI, Lygia. **Determinação de APP de Topo de Morros e Montanhas**. Revelando a Paisagem, 2012. Disponível em: <<http://relevandoapaisagem.blogspot.com.br/p/determinacao-de-app-de-topo>>

demorros-e.html>. Acesso em: 23 out. 2016.

SODRÉ, E.S.P.; FARIAS FILHO, M.S. **Perda de qualidade ambiental nas praias de São Marcos e Calhau em São Luís - MA em função da Poluição por resíduos sólidos e deposição de efluentes líquidos**. XVI Encontro Nacional de Geógrafos. Porto Alegre – RS. Anais. 2010. Disponível em: <<http://eng-2010.blogspot.com/2010/10/comunicado-anais-xvi-encontro-nacional.html>>. Acesso em: 26 out. 2016.

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM UMA USINA DE ASFALTO LOCALIZADO NO MUNICÍPIO DE RECIFE-PE

Júlio César Pinheiro Santos

Universidade Federal Rural de Pernambuco,
Recife-Pernambuco

RESUMO: As alterações no meio ambiente que são provocadas pelas ações das sociedades podem ser denominados de impactos ambientais. O impacto ambiental é uma alteração da qualidade ambiental que resulta da modificação de processos naturais ou sociais provocada por ação humana. O objetivo desta pesquisa é identificar, quantificar e qualificar os impactos ambientais causados através de uma usina de asfalto, localizado no município de Recife – PE. A metodologia da pesquisa foi executada por meio do método de controle de listagem (*checklist*), que visa avaliar os principais impactos ambientais nesta área de estudo.

Através da metodologia de Tommasi (1994), os resultados desta pesquisa apresentaram os seguintes indicadores: Qualidade do ar, Qualidade da água superficial e Qualidade das águas subterrâneas, que obtiveram efeitos dos impactos extremos. Já os indicadores relacionados: a Poluição sonora, a Erosão dos solos e a Impactos ecológicos, apresentaram efeitos de impactos moderados. Já para o índice de impactos econômicos apresentaram efeitos dos impactos pequenos. Conclui-se então,

que a usina de asfalto deve adotar medidas preventivas e emergenciais para solucionar os problemas relacionados aos impactos ambientais.

PALAVRAS-CHAVE: Gestão ambiental; Poluição; Construção civil.

ABSTRACT: The changes in the environment that are provoked by the actions of the societies can be denominated of environmental impacts. The environmental impact is a change of the environmental quality that results from the modification of natural or social processes caused by human action. The objective of this research is to identify, quantify and qualify the environmental impacts caused by an asphalt plant, located in the city of Recife - PE. The research methodology was performed through the checklist method, which aims to evaluate the main environmental impacts in this area of study.

Through the methodology of Tommasi (1994), the results of this research presented the following indicators: Air Quality, Surface Water Quality and Groundwater Quality, which obtained effects of extreme impacts. On the other hand, the related indicators: sound pollution, soil erosion and ecological Impacts, had effects of moderate impacts. For the index of economic impacts, there were effects of small impacts. It is concluded that the asphalt plant should adopt

preventive and emergency measures to solve the problems related to environmental impacts.

KEYWORDS: Environmental management; Pollution; Construction.

1 | INTRODUÇÃO

Nos dias atuais sabe-se que a demanda por produzir um determinado produto, fica difícil. Gerar um bem de consumo sem agredir o meio ambiente, ou de menor agressão fica também cada vez maior. E essa questão, só tende a crescer ao longo dos anos (SILVA, et al., 2018, p.186).

As alterações no meio ambiente que são provocadas pelas ações da sociedades são denominados de impactos ambientais. Diante de várias definições para o termo encontrado na literatura, o autor Sánchez (1995), cita que “Alteração da qualidade ambiental que resulta da modificação de processos naturais ou sociais provocada por ação humana”.

Para o autor Sampaio (2010) “A mudança em um parâmetro ambiental, em um determinado período e em uma determinada área, que resulta de uma dada atividade, comparada com a situação que ocorreria se essa atividade não tivesse sido começada”.

Já a legislação Brasileira comenta na Resolução CONAMA Nº 01, de 23 de janeiro de 1986, define o termo impacto ambiental como sendo “Qualquer alteração das propriedades físicas, químicas ou biológicas do meio ambiente, causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas, que direta ou indiretamente, afetem: a saúde, a segurança e o bem-estar da população; as atividades sociais e econômicas; as condições estéticas e sanitárias do meio ambiente; e a qualidade dos recursos ambientais” (BRASIL 2018). Os impactos ambientais tem como proposta de identificar as ações humanas e as decorrentes consequências que essas ações podem ocasionar (GOMES et al., 2018, p. 35).

A norma NBR ISO 14.001 : 2004, do item 3 e 4, estabelece que o impacto ambiental é “Qualquer modificação do meio ambiente, adversa ou benéfica, que resulte, no todo ou em parte, das atividades, produtos ou serviços de uma organização”.

De acordo com autor Sánchez (1995) destaca, afirma que o impacto ambiental pode ser causado por uma ação humana que implica em pontos, tais como:

- “supressão de certos elementos do ambiente: supressão de vegetação; destruição de habitats; destruição, de componentes físicos da paisagem etc.;
- “inserção de certos elementos no ambiente: introdução de uma espécie exótica e introdução de componentes construídos (barragens, rodovias, edifícios etc.); e”
- “sobrecarga além da capacidade de suporte do meio, gerando desequilíbrio: qualquer poluente, introdução de espécies exóticas e aumento da demanda por bens e serviços públicos.”

O termo Avaliação de Impacto Ambiental (AIA) vem do inglês Environmental Impact Assessment (EIA), é um termo que caracteriza diferentes metodologias, procedimentos empregados por agentes públicos e privados no campo do planejamento e gestão ambiental. (SAMPAIO, 2010, p.04) Esse instrumento é utilizado para descrever, classificar e propor soluções para minimizar os impactos ambientais provocados pelas atividades humanas e projeto de engenharia (SAMPAIO, 2010, p.04).

O AIA tem como objetivo de reparar as consequências futuras sobre a qualidade do meio ambiente e decisões tomadas nos dias atuais, podendo ser empregadas em outras atividades, como por exemplo: avaliação de passivo ambiental, análise de ciclo de vida e gestão ambiental (Sánchez, 2008).

Segundo o autor Bolea (1984), o (AIA) também pode ser definido como estudos estáo prévio para identificar, prever, interpretar e prevenir os possíveis danos ambientais que poderam determinar as ações, planos, programas ou projetos que atinjam a saúde, o bem-estar do ser humano, como também, ao ambiente incluindo alternativas de projeto ou ação que pressuponha a participação do público.

Atualmente, são empregados vários, dos métodos de avaliação ambiental que devem ser utilizados com critérios bem definidos, visto que, cada um tem uma aplicação específica (REMOA, 2014, p. 3822). Entre os principais métodos descritos na literatura estão (REMOA, 2014, p. 3822):

- **Método AD HOC:** É uma metodologia utilizada de modo isolado e que deve ser desenvolvida para AIA de forma simples, fácil de interpretação e dissertativa. É adequada para às situações com escassez de dados, bem como quando a avaliação deve ser disponibilizada em um curto espaço de tempo.
- **Métodos de Matrizes de Interação:** É um método que estar relacionado com a matriz de interação. Refere-se a uma listagem de controle bidimensional que relaciona os fatores com as ações. Este método é muito eficiente na identificação de impactos diretos (alteração do ambiente que entra em contato com a ação transformadora), visto que tem por objetivo relacionar as interações entre os fatores ambientais e os componentes do projeto.
- **Redes de Interação:** Este método busca estabelecer relações de precedência entre ações de um empreendimento e os impactos por ele causados sejam eles, de primeira ou segunda ordem. Esse tipo de metodologia visa o estabelecimento de uma sequência de impactos ambientais provenientes de determinadas intervenções, representando-as utilizando gráficos. As mesmas podem ainda ser utilizadas para orientar as medidas propostas para a minimização dos impactos observados.
- **Superposição de cartas:** Tem como referência os métodos cartográficos desenvolvidos no âmbito do planejamento territorial. Procura adaptar as técnicas cartográficas para aplicá-las na avaliação de impactos ambientais, visando à localização e a identificação da extensão dos efeitos sobre o meio através do uso de fotografias aéreas sobrepostas.
- **Método de listagem de controle (CheckList):** é Indutivo, pois a observação dos fatos tal como ocorrem, não permite isolar e controlar as variáveis,

mas perceber e estudar as relações estabelecidas.

O método de listagens de controle também pode ser elaborado em sua forma descritiva ou em questionários, ou ainda, associar escalas de valor e índices de ponderação da importância dos impactos (Melo *et al.*2018).

Segundo o autor Costa et al (2005), afirma que o método de controle de listagem é considerado uns dos métodos mais utilizados para AIA, pois quando utilizado isoladamente deve desenvolver a AIA de forma simples, de fácil interpretação e de maneira dissertativa. Além do mais, consiste na identificação e enumeração dos impactos, a partir da diagnose ambiental realizada por especialistas dos meios físico, biótico e sócio-econômico. Os especialistas deverão relacionar os impactos decorrentes das fases de implantação e operação do empreendimento, categorizados em positivos ou negativos, conforme o tipo da modificação antrópica que esteja sendo introduzida no sistema analisado.

2 | OBJETIVOS

Nesse contexto, o estudo deste trabalho tem como objetivo de identificar, quantificar e qualificar os impactos ambientais causado através de uma usina de asfalto, localizado no município de Recife – PE.

3 | METODOLOGIA

3.1 Caracterização da Área de Estudo

A pesquisa foi realizada em uma usina de asfalto que fica localizado na BR-101, Km – 55, no município do Recife – PE, entre as coordenadas geográficas 7°58'08"S e 34°55'11" W. A localização do empreendimento fica ao lado de uma rodovia federal, situada próximo onde por indústrias, residências, riachos e fragmentos da Mata Atlântica.

3.2 Método

O método utilizado na pesquisa, foi o de controle de listagem (*checklist*), que visa avaliar os principais impactos ambientais na área de estudo, através da metodologia de Tommasi (1994). No mesmo trabalho foram considerados 6 indicadores, foram eles: Poluição sonora; Qualidade do ar; Qualidade da água superficial; Qualidade da água subterrâneas; Contaminação do solos; Erosão do solos; Impactos ecológicos e Impactos econômicos. Para cada impacto apresentado no *checklist* foi pontuado com

um os seguintes pesos: 1 (pequeno); 3 (moderado) ou 5 (extremo).

Para os impactos extremos foram aqueles que tiveram interferência de forma abrangente e também de forma extensa em cada ambiente. Já para os impactos moderados, foram aqueles que, mesmo sendo expressivos tinham características mais pontuais e; os tinham pequenos impactos, eram os que descaracterizavam o ambiente, mas não o degradava.

Para os efeitos dos impactos foram atribuídos valores, em forma de notas negativas (-1, -3, -5), e também dependendo de sua intensidade foi concedido o valor de nota zero (0), quando ausentes. A partir dos resultados da multiplicação dos pesos atribuídos aos impactos pelas notas de seus efeitos foram permitidos classificar cada impacto nas seguintes categorias: pequeno (valores de -1 a -8), moderado (valores -8 a -14) e extremo (valores -15 a -25). Então o somatório dos valores desta multiplicação fornece o índice geral de impacto na usina de asfalto, são assim considerado: pequeno (-1 a -100), moderado (-100 a -170) e extremo (-171 ou mais).

4 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

A Tabela 1 apresenta os valores mencionados para o *checklist* para a usina de asfalto.

Indicadores	Peso	Efeito	Classe
Poluição sonora	3	-3	-9
Qualidade do ar	5	-5	-25
Qualidade da água superficial	5	-5	-25
Qualidade da água subterrâneas	5	-5	-25
Contaminação do solos	5	-5	-25
Erosão dos solos	3	-3	-9
Impactos ecológicos	3	-3	-9
Impactos econômicos	1	-1	-1
			-128

Tabela 1. *Checklist* dos impactos ambientais nos três setores investigados na usina de asfalto.

De acordo com a Tabela 1, pode-se constatar que a Qualidade do ar, Qualidade da água superficial e Qualidade da água subterrâneas, obtiveram efeitos dos impactos extremos (-25), logo desta forma, tiveram os maiores índices de impactos comparados aos outros. Para os impactos causados pela usina de asfalto na qualidade das águas

superficiais e de água subterrâneas foram em decorrência da disposição inadequada dos resíduos sólidos (disposição incorreta do lodo retirado do tanque de decantação de efluentes, e disposição de resíduos industriais), contaminação do sistema de drenagem pluvial por vazamentos de produtos como CAP, óleos lubrificantes e óleo diesel e lançamento no solo de efluentes domésticos, sem nenhum tipo de tratamento para sua disposição final, escoamento do efluente proveniente do lavador de gases fora da canaleta. Já para os índices de impactos relacionado a Qualidade do ar foram identificados a presença de Material Particulados com forte odor de derivados de petróleo e emissão de gases (óxidos de enxofre, óxido de nitrogênio, monóxido de carbono e hidrocarbonetos) e também vazamentos de vapor (tubos que levam as descargas quentes do lavador).

Ainda de acordo com os dados extraídos na Tabela 1, mostram que os índices de impactos relacionados a Poluição sonora, Erosão dos solos e Impactos ecológicos apresentaram efeitos dos impactos moderados (-9), sendo assim, tiveram o segundo maior índices de impactos em relação aos outros índices. Diante desse resultado, pode-se perceber que os impactos causados pela Poluição sonora, foram ocasionados devidos a presença de ruídos nas máquinas de produção e também pelo ruído dos veículos (tratores, automóveis e caminhões) que trafegam dentro da usina. Já em relação ao índice de impactos relacionado a Erosão dos solos foram devidos a retirada da vegetação do solo dentro e fora da usina e também o manejo do homem sobre o solo dentro e fora da usina. Para os índices de Impactos ecológicos, foram devidos a: emissão de poluentes do ar; poluição sonora (ruídos); poluição do solo e da água que vai provocar perturbação e degradação nas áreas de preservação ambiental que estão próximos ao empreendimento.

Na Tabela 1, pode-se demonstrar que o índice de impacto econômico apresentou efeitos dos impactos pequenos (-9), tendo assim o menor índice de impacto em relação aos demais índices de impactos apresenta na tabela. Esse resultado foi devido a problemas relacionados com: qualidade de vida (saúde, moradia, educação e saneamento) dos habitantes da região de usina e concentração de renda (movimentação do comércio, empregos e renda familiar) das pessoas que habitam próximos na região da usina.

Portanto, na usina de asfalto apresentou o índice geral de impacto considerado moderado (-128).

5 | CONCLUSÕES

Então, podemos concluir que o nível de degradação ambiental na Usina de asfalto, localizada na Br -101 do município de Recife – PE, foram considerados de efeitos, os impactos extremos para os seguintes itens de: Qualidade do ar; Qualidade da água superficial e Qualidade da água subterrâneas. Para continuar com os índices de impactos: Poluição Sonora, Erosão dos solos e Impactos ecológicos apresentaram os

efeitos os moderados. Portanto, índice de impacto econômicos teve o efeito pequeno.

Diante dos resultados apresentados, pode-se concluir que a usina deve adotar medidas preventivas e emergenciais para solucionar seus problemas relacionados aos impactos ambientais, tendo sido identificados durante a sua fase de operação.

REFERÊNCIAS

BOLEA, T. **Evaluación dei impacto ambiental**. Madrid, Mapfre, 1984.

BRASIL. Decreto-lei no 1, 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 como um dos instrumentos da Política Nacional do Meio Ambiente. Diário Oficial [da] República Federativa do Brasil, Disponível em: <<http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=8902>>. Acesso em: 10. abr. 2018

COSTA, M.V.; CHAVES, P.S.V; OLIVEIRA, F.C. **Uso das Técnicas de Avaliação de Impacto Ambiental em Estudos Realizados no Ceará**. In: XXVIII Congresso Brasileiro de Ciências da Comunicação, **Anais...** Rio de Janeiro, 2005.

MELO, J. G. et al. Avaliação dos impactos ambientais na Lagoa do Araçá, Recife, Pernambuco, Brasil. **Revista Acta Brasiliensis**, Campina Grande, v. 2, n. 1, p. 6-10, 2018

SANCHÉZ, L. E. **Avaliação de Impacto Ambiental: conceitos e métodos – São Paulo: Oficina de Textos**, 2008.

SÁNCHEZ, L. E., 1995. **O processo de avaliação de impacto ambiental, seus papéis e funções**. IN: A L BR Lima; H R Teixeira; L E Sánchez. (Org.). **A efetividade da avaliação de impacto ambiental no Estado de São Paulo: uma análise a partir de estudos de caso**. 1 ed. São Paulo: Secretaria do Meio Ambiente, v. 1, p. 13-19.

Tommasi, L. R. 1994. **Estudo de Impacto Ambiental**. São Paulo, CETESB/Terragrahp, Artes e Informática. 354f.

AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS: UM ESTUDO DE CASO NO AÇUDE GRAVATÁ, MUNICÍPIO DE SERRINHA-BA

Gilberto Ferreira da Silva Neto

Secretaria Municipal De Desenvolvimento Urbano
E Meio Ambiente De Serrinha/BA;
Autor para correspondência: neto.gfs@gmail.com

Maria Auxiliadora Freitas dos Santos

IF Baiano - Campus Serrinha/BA;

Jackeline Lisboa Araújo Santos

Centro Territorial De Educação Profissional Do
Sisal - Serrinha/BA

Marcio Ricardo Oliveira dos Santos

IF Baiano - Campus Serrinha/BA;

Istefany Oliveira de Santana Lima

Centro Territorial De Educação Profissional Do
Sisal - Serrinha/BA

RESUMO: É de suma importância a consideração da qualidade das águas disponíveis nos corpos hídricos, uma vez que, a água pode veicular um elevado número de enfermidades e essa transmissão pode acontecer por diferentes mecanismos. O Açude do Gravatá, localizado no município de Serrinha-BA, considerado um corpo hídrico importante para a população, recebe considerável aporte de efluente doméstico e hospitalar, sendo imprescindível que, sua qualidade ambiental e do entorno seja analisada. Assim, esta pesquisa visa analisar os impactos ambientais decorrentes do processo de urbanização e ausência de ações voltadas ao saneamento

ambiental no entorno do Açude. Para realização desta pesquisa foram feitas visitas, entrevistas semiestruturadas e observações sobre os impactos socioeconômicos e ambientais existentes, buscando identificar e avaliar os impactos decorrentes do processo de urbanização desordenada, bem como as implicações da ausência de saneamento ambiental, considerando-se a relação causa/efeito. A partir da aplicação da matriz de impactos, percebeu-se que foram classificados como críticos. O corpo hídrico estudado está tendo sua qualidade ambiental afetada, sendo considerado importante para a população Serrinhense, é necessário que medidas estruturantes e educacionais sejam efetivadas de forma a minimizar estes impactos ambientais negativos e garantir sua potencialidade local, segundo os usos múltiplos exigidos.

PALAVRAS-CHAVE: Impactos Ambientais; Açude Gravatá; Resíduos

INTRODUÇÃO

O processo de urbanização ocorre no tempo e no espaço, e a partir dos anos 1970, no Brasil, ampliou-se, corroborando para uma série de problemas ambientais, dentre eles a poluição dos recursos hídricos. O descumprimento das leis relacionadas à proteção destes recursos foi levado ao extremo, produto de um expressivo

crescimento populacional que como consequência realiza o lançamento de efluentes nas superfícies líquidas naturais (CARVALHO et al., 2015).

É de suma importância a consideração da qualidade das águas disponíveis nos corpos hídricos, uma vez que, a água pode veicular um elevado número de enfermidades e essa transmissão pode se dar por diferentes mecanismos. O mecanismo de transmissão de doenças mais comumente lembrado e diretamente relacionado à qualidade da água é o da ingestão, por meio do qual um indivíduo sadio ingere água que contenha componente nocivo à saúde e a presença desse componente no organismo humano provoca o aparecimento de doenças como Cólera, Hepatite A, Verminoses como a Esquistossomose e Leptospirose (BRASIL, 2006).

Ao ter acesso ao tratamento de água e esgoto, a população tem a oportunidade de extinguir ou pelo menos minimizar os efeitos de uma possível contaminação por agentes patogênicos, em que o veículo transmissor seja a água. Segundo Razzolini (2008), benefícios como o aumento da expectativa de vida e produtividade econômica, hábitos higiênicos, controle e prevenção de doenças, são resultados de acesso a condições adequadas de abastecimento. No entanto, para que seja este o cenário, é de extrema importância a consciência de que o consumo de água contaminada pode trazer consequências graves à saúde, podendo em algumas situações levar à morte daqueles que, por uma série de outras razões, estão mais suscetíveis às doenças.

Fica evidente que a questão do saneamento e sua relação com a saúde é abrangente, encontra-se inserida também a questão ambiental. Saúde e ambiente estão interligados e possuem forte interseção. As alterações ambientais causadas pela ação humana desordenada têm impacto direto na condição de saúde da população.

Neste contexto, o Açude do Gravatá, localizado no município de Serrinha-BA, considerado um corpo hídrico de extrema importância para a população, recebe considerável aporte de efluente doméstico e hospitalar, sendo imprescindível que a sua qualidade ambiental e do entorno seja analisada. Assim, este trabalho justifica-se pela necessidade de ampliar o conhecimento no tocante aos problemas ambientais ao qual encontra-se inserido, de forma a manter o controle e conservação evitando, conseqüentemente problemas relacionados à saúde pública e possibilidade de usos diversos.

Desta forma, possíveis impactos ambientais devem ser mensurados para que medidas estruturantes e educacionais sejam efetivadas de forma a garantir a saúde da população e a preservação ambiental e que possam auxiliar nos processos de tomada de decisão em diferentes instâncias representativas.

OBJETIVOS DO TRABALHO

Analisar os impactos ambientais decorrentes do processo de urbanização e da ausência de ações voltadas ao saneamento ambiental no entorno do Açude Gravatá, localizado no município de Serrinha/BA.

MATERIAIS E MÉTODOS

Para esta pesquisa foram realizadas visitas ao Açude Gravatá (Figura 01), feitas entrevistas semiestruturadas e observações sobre os impactos socioeconômicos e ambientais existentes. A metodologia buscou identificar e avaliar os impactos decorrentes do processo de urbanização desordenada, bem como as implicações da ausência de saneamento ambiental local, considerando-se a relação causa/efeito.



Figura 01 – Malha Hídrica do Açude Gravatá, município de Serrinha-BA. Fonte: Autores (2017)

Para a aplicação da Metodologia de Avaliação de Impactos Ambientais, utilizou-se a proposta de Seiffer (2011) realizando as adaptações necessárias e contextualizadas, com destaque para importância dos impactos potenciais por serem classificados segundo escalas quantitativos e/ou qualitativos, ou com enquadramento em categorias de valor (desprezível, moderado e crítico).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A partir da metodologia aplicada, pode-se realizar um levantamento relacionado à caracterização voltada ao esgotamento sanitário, disposição dos resíduos Sólidos e implicações na Saúde Ambiental.

a) Caracterização do Esgotamento Sanitário

Realizado o mapeamento da rede hídrica do açude do Gravatá, percebeu-se que a cidade vem desenvolvendo-se sobre a rede hídrica, viabilizando assim o lançamento de efluentes doméstico e hospitalar em variados pontos. Isso pôde ser constatado com a perda do padrão estético do corpo hídrico, uma vez, que o mesmo apresenta elevada concentração de algas e a presença de macrófitas (Figura 02), evidenciando assim que o recurso hídrico vem recebendo uma expressiva quantidade de efluentes

domésticos (Figura 03), aumentando conseqüentemente a presença de nitrogenados e fosfatos no espelho d'água, possibilitando assim o desenvolvimento de plantas aquáticas. Vale ressaltar também o lançamento de efluentes de um hospital municipal localizado nas proximidades do corpo hídrico em estudo.



Figura 02. Plantas Aquáticas encontradas.

Fonte: Autores (2017)



Figura 03. Lançamento de Efluente Doméstico.

Fonte: Autores (2017)

b) Caracterização dos Resíduos Sólidos

Observou-se que no entorno do Açude ocorre uma grande presença de resíduos sólidos, sendo classificados como domésticos, e, em algumas situações, industriais. Sendo relatada por moradores locais a ausência dos sistemas de coleta de resíduos na localidade. (Figura 04 e 05)



Figuras 04 e 05. Presença de Resíduos Sólidos no entorno e no corpo hídrico.

Fonte: Autores 2017.

c) Caracterização da Saúde Ambiental

O crescimento desordenado e explosivo de algas propiciou o surgimento e proliferação de plantas aquáticas (macrófitas), o que prejudica o uso múltiplo, além de oferecer um ambiente adequado ao surgimento de caramujos, ao qual foi muito observado durante a realização da pesquisa (Figura 06).



Figuras 06. Caramujos encontrados na área de estudo. Fonte: Autores 2017.

- **Identificação dos Impactos Ambientais**

A identificação dos impactos ambientais foi realizada a partir da observação direta dos problemas enfrentados pela população e os seus efeitos. As causas e os impactos ambientais potenciais negativos estão descritos no quadro 01.

DEFICIÊNCIAS IDENTIFICADAS	IMPACTOS POTENCIAIS NEGATIVOS IDENTIFICADOS
Ausência de esgotamento sanitário	Degradação da qualidade da água, ampliação na construção de fossas rudimentares, contaminação do solo, mortalidade dos peixes
Possibilidades de Contaminação	Problemas de saúde aos moradores da área
Resíduos sólidos	Acúmulo de lixo em área inapropriada, poluição do ar decorrente da queima do resíduo, contaminação da água
Ocupação urbana desordenada	Moradores susceptíveis à doenças de veiculação hídrica, tendência a alagamentos no interior das residências, prejuízos decorrentes dos alagamentos
Lançamento de efluente hospitalar	Tendência a alagamentos no interior das residências

Quadro 01. Deficiências identificadas e os possíveis impactos potenciais negativos gerados.

Fonte elaborada pelos autores (2017)

- **Avaliação dos Impactos Ambientais**

Apartir da proposta de Seiffert (2011), foram identificados, avaliados e classificados os impactos ambientais, conforme tabela 01.

IMPACTOS IDENTIFICADOS	(T)*	(S.O) *	(C.M) *	(N. A) *	(F)*	(P)*
Contaminação da qualidade da água	Atual	Normal	Média 40	Local	Alta 30	Média 20
Urbanização desordenada no entorno do açude	Atual	Normal	Alta 60	Local	Alta 30	Alta 30
Mortalidade de peixes	Atual	Anormal	Média 40	Local	Média 20	Média 20

Acúmulo de resíduos em áreas inapropriadas	Atual	Anormal	Média 40	Local	Média 20	Média 20
Presença de vetores transmissores de doenças	Atual	Normal	Alta 60	Local	Alta 30	Alta 30
Alteração na estética do corpo hídrico	Atual	Normal	Média 40	Local	Alta 30	Média 20
Redução da Malha hídrica	Atual	Normal	Média 40	Local	Média 20	Média 20

Tabela 01. Avaliação dos impactos ambientais. Fonte: Elaborado pelos autores (2017) baseado e adaptado em Seiffert (2011).

(T)* - Temporalidade; (S.O) * - Situação operacional; (C.M) * - Consequência/Magnitude dos aspectos/impactos; (N.A) * - Nível de Abrangência; (F)* - Frequência dos aspectos/ impactos; (P)* - Probabilidade de ocorrência dos aspectos/impactos.

Após esta avaliação foi realizado o enquadramento de cada impacto, conforme proposto por Seiffert (2011), e descrito na tabela 02.

CAUSAS IDENTIFICADAS	IMPACTOS NEGATIVOS IDENTIFICADOS	ENQUADRAMENTO DO IMPACTO
Lançamento direto dos efluentes domésticos	Contaminação da qualidade da água	Crítico
Lançamento direto dos efluentes hospitalares	Urbanização desordenada no entorno do açude	Crítico
Ausência de Coleta e Tratamento dos Resíduos Sólidos	Mortalidade de peixes	Crítico
Ausência de um plano diretor municipal	Acúmulo de resíduos em áreas inapropriadas	Crítico
	Presença de vetores transmissores de doenças	
	Alteração na estética do corpo hídrico	
	Redução da malha hídrica	

Tabela 02. Enquadramento dos impactos identificados (efeito) provenientes de cada causa.

Fonte: Elaborado pelos autores (2017) baseado e adaptado em Seiffert (2011).

Ao analisar os impactos ambientais sob a perspectiva proposta de Seiffert (2011), percebeu-se que todos foram enquadrados como críticos, o que reflete em questões socioambientais ao nível local. A lei 6.938/81, que Dispõe sobre a Política Nacional do Meio Ambiente, seus fins e mecanismos de formulação e aplicação, e dá outras providências, considera no Art. 3º, inciso III que a poluição consiste na degradação da qualidade ambiental resultante de atividades que direta ou indiretamente: a) prejudiquem a saúde, a segurança e o bem-estar da população; b) criem condições adversas às atividades sociais e econômicas; c) afetem desfavoravelmente a biota; d) afetem as condições estéticas ou sanitárias do meio ambiente; e) lancem matérias ou energia em desacordo com os padrões ambientais estabelecidos.

Assim, há de se considerar que o Açude Gravatá está tendo sua qualidade ambiental afetada em virtude da ausência de saneamento básico, mas especificadamente esgotamento sanitário, ao nível local e municipal, sendo necessárias que medidas estruturantes e educacionais efetivas de forma a minimizar estes impactos ambientais negativos e garantir sua potencialidade local, segundo os usos múltiplos exigidos

CONCLUSÃO

Os corpos hídricos têm uma relação direta com a forma de vida das populações, estabelece conexão com fatores sociais, econômicos e culturais. É importante destacar como os recursos hídricos determinam a efetivação de diversos tipos de atividades que representam a sustentação integral de uma sociedade, considerando desde a sobrevivência humana (insumos) até a economia e o desenvolvimento urbano.

No entanto a crescente urbanização aliada com a falta de planejamento e pouca atenção a políticas de saneamento têm sido fatores comprometedores de diversos fatores nas águas. Desta forma, recomenda-se ação imediata de intervenção. É preciso trabalhar em parceria com a comunidade local a fim de compreender e planejar ações participativas e que sejam realmente praticadas, inclusive mobilizações nas instâncias públicas existentes.

REFERÊNCIAS

ALVARENGA, L. A.; MARTINS, M. P. P.; CUARTAS, L. A.; PENTEADO, V. A.; ANDRADE, A. **Estudo da qualidade e quantidade da água em microbacia, afluente do rio Paraíba do Sul – São Paulo, após ações de preservação ambiental.** *Ambi-Água*, Taubaté, v. 7, n. 3, p. 228-240, 2012

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Resolução nº 357, de 17 março 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. Brasília, 2005. 23 p

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **Resolução CONAMA nº 274**, de 17 de março de 2005. Brasília. Diário Oficial da União de 25 de janeiro de 2001.

BRASIL. Lei 6.038 de 1981. Dispõe sobre a Política Nacional de Meio Ambiente. 1981

BUENO, L. F.; GALBIATTI, J. A.; BORGES, M. J. **Monitoramento de variáveis de qualidade da água do Horto Ouro Verde - Conchal – SP.** *Engenharia Agrícola*, Jaboticabal, v. 25, n. 3, p. 742-748, set./dez. 2005. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162005000300020>

CARVALHO, Elmo José Carneiro; SANTOS, Jackeline Lisboa Araújo; OLIVEIRA, Nayara dos Santos; MENEZES, Técio Luiz Boaventura. **Estudos dos impactos decorrentes da urbanização no entorno do Açude do Gravatá na cidade de Serrinha – Bahia.** Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2015.

CARVALHO, E. J. C.; SANTOS, J. L. A.; OLIVEIRA, N. S; MENEZES, T. L. B. de. **Estudos dos impactos decorrentes da urbanização no entorno do açude do gravatá na cidade de Serrinha – Bahia.** Anais do Congresso Brasileiro de Educação Sanitária e Ambiental, Rio de Janeiro, 2015

LOPES, F. W. A.; SPERLING, E. V.; MAGALHÃES Jr, A. P. **Indicadores para balneabilidade em águas doces no Brasil.** *Geografias ARTIGOS CIENTÍFICOS*. Belo Horizonte, Janeiro - Junho Vol.11 nº1 2015.

RAZZOLINI, Maria Tereza Pepe; GUNTHER, Wanda Maria Risso. **Impactos na saúde das deficiências de acesso a água.** *Saúde soc.*, São Paulo, v. 17, n. 1, mar. 2008.

RÜSS-USTIN, A., BOS, R., GORA, F. & BARTRAM, J. 2008. SAFER WATER, BETTER HEALTH. COSTS, benefits and sustainability of interventions to protect and promote health. WHO, Geneva,

2008, 53 p. Disponível em: http://www.who.int/quantifying_ehimpacts/publications/saferwater/en/index.html).

SEIFFERT, M. E. B. ISO 14001 **Sistemas de Gestão Ambiental: implantação objetiva e econômica**. – 4. ed. – São Paulo: Atlas, 2011

WHO/UNICEF, Protecting and promoting human health. In: Water, a shared responsibility. The UN Water Development Report 2, UNESCO, Paris.2006, p. 202-240.

AVALIAÇÃO DO PADRÃO COMERCIAL DA GÉRBERA ESSANDRE SOB APLICAÇÃO DE EFLUENTE DE LAGOA DE ESTABILIZAÇÃO

Pedro Henrique Máximo de Souza Carvalho

Universidade do Estado da Bahia – Departamento
de Tecnologia e Ciências Sociais
Juazeiro – BA

João Vitor Máximo de Souza Carvalho

Universidade Federal de Sergipe – Campus
Aracaju
Aracaju – SE

RESUMO: No Brasil, a floricultura pode ser considerada uma opção rentável, permitindo a obtenção de boa rentabilidade por unidade de área cultivada, viabilizando seu cultivo em pequenas áreas. Entre as várias espécies floríferas, a gérbera tem mercado garantido dentro da floricultura. No entanto, a expansão do seu cultivo ainda enfrenta a falta de informações sobre o manejo da espécie. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o padrão comercial da gérbera essandre sob aplicação de efluente de lagoa de estabilização. O experimento foi conduzido em área experimental localizada no Departamento de Tecnologia e Ciências Sociais (DTCS/ UNEB), no município de Juazeiro – BA. Para o experimento, foram adotados os critérios, diâmetro de haste, diâmetro de capítulo e comprimento da haste, utilizados pela Ibraflor (2017) para a determinação do padrão comercial das flores produzidas. A partir dos resultados

obtidos e para as condições experimentais, é possível concluir que o efluente de lagoa de estabilização foi capaz de suprir a nutrição das plantas de gérbera, resultando em um mesmo padrão comercial obtido sob fertirrigação.

PALAVRAS-CHAVE: reuso de água; irrigação; floricultura

ABSTRACT: In Brazil, floriculture can be considered a profitable option, allowing the achievement of good yield per unit of cultivated area, making possible its cultivation in small areas. Among the various floriferous species, the gerbera has a guaranteed market within the floriculture. However, the expansion of its cultivation still faces the lack of information on the management of the species. Thus, the present work had as objective to evaluate the commercial pattern of geranium essandre under application of stabilization pond effluent. The experiment was conducted in an experimental area located in the Department of Technology and Social Sciences (DTCS / UNEB), in the city of Juazeiro - BA. For the experiment, the criteria, stem diameter, stem diameter and stem length, used by Ibraflor (2017) were used to determine the commercial pattern of the flowers produced. From the results obtained and for the experimental conditions, it is possible to conclude that the stabilization pond effluent was able to supply the nutrition of the gerbera plants,

resulting in the same commercial standard obtained under fertirrigation.

KEYWORDS: water reuse; irrigation; flower shop

INTRODUÇÃO

No Brasil, a floricultura pode ser considerada uma opção rentável, permitindo a obtenção de boa rentabilidade por unidade de área cultivada, viabilizando seu cultivo em pequenas áreas. A produção de flores ocupa posição de destaque no nordeste brasileiro, sendo uma atividade com bastante potencial de agregação de valor, se apresentando como uma alternativa economicamente viável.

Entre as várias espécies floríferas, a gérbera tem mercado garantido dentro da floricultura. No entanto, a expansão do seu cultivo ainda enfrenta a falta de informações sobre o manejo da espécie. E toda sua importância econômica é dada pelas diversas variedades comerciais, as quais apresentam uma ampla variação de cores, que a torna atraente ao consumidor, resultando em boa aceitação de mercado.

Uma alternativa para produção sustentável é o uso racional da água residuária, e sua aplicação na agricultura é considerada uma política definida, que se torna um importante instrumento para preservação ambiental. Sendo esta uma fonte de nutrientes complementares, que podem suprir as necessidades nutricionais de algumas culturas, proporcionando assim, a redução no consumo de fertilizantes minerais (MANCUSO e SANTOS, 2003). Segundo BARBOSA, (2014), relatam que efluentes tratados de esgoto, são uma fonte de água e nutrientes disponível para uso em irrigação, mesmo durante os períodos de escassez.

Com isso, a utilização de água oriunda de lagoa de estabilização na floricultura, poderá representar uma alternativa que alcance um eficiente desenvolvimento na produtividade das plantas, conservando o meio ambiente e obtendo-se flores de qualidade comerciável. Assim, o presente trabalho teve como objetivo avaliar o padrão comercial da gérbera essandre sob aplicação de efluente de lagoa de estabilização. O presente trabalho teve como objetivo avaliar o padrão comercial da gérbera essandre sob aplicação de efluente de lagoa de estabilização.

MATERIAIS E MÉTODOS

A pesquisa foi conduzida no campo experimental do Departamento de Tecnologia e Ciências Sociais - DTCS, Campus III da UNEB, em Juazeiro, BA (Lat. 09° 24' 50" S; Long. 40° 30' 10" W; Alt. 368 m), numa área de 80 m², com tela de sombreamento preta 40%. Segundo a classificação de Köppen, o clima da região de Juazeiro-BA é classificado como BSw_h, ou seja, clima árido com precipitação anual total média compreendida entre 380 e 760 mm e temperatura média anual do ar maior que 18 °C.

A condução do experimento foi realizada no período de janeiro a junho de 2017. A cultivar estudada foi a Gêrbera Essandre, sendo as plântulas, obtidas através da

técnica de cultura de tecido, no laboratório de Biotecnologia da UNEB, Campus III, em Juazeiro-BA, e cultivadas em recipientes plásticos com capacidade de 5 L, com substrato comercial Tropstrato, a base de casca de pinus.

Durante a condução experimental, as plantas foram irrigadas com três qualidades de água, sendo: água bruta do rio São Francisco com fertilizante; água residuária com 50% da recomendação de fertilizante para a cultura e água residuária.

O delineamento experimental adotado foi inteiramente casualizados, em esquema de parcelas subdivididas, tendo três qualidades de água (água do rio São Francisco acrescida de fertilização; efluente de lagoa de estabilização enriquecido com 50% da recomendação de fertilização química para a cultura; efluente de lagoa de estabilização) nas parcelas e dois métodos de manejo de irrigação (lisímetro de drenagem e evaporímetro de Piché) nas subparcelas.

O sistema de irrigação foi composto por tubos gotejadores com espaçamento de 0,50 m entre emissores, com vazão de 2 L h⁻¹ e sob pressão nominal de 2 bar, duas eletrobombas com 0,5 CV, três reservatórios com capacidade de 2000 L e dois de 200 L, os quais foram utilizados para preparação da solução aplicada por fertirrigação.

O fornecimento de nutrientes foi realizado via água, de acordo com a fase fonológica da cultura.

O efluente foi coletado da lagoa de estabilização, localizada no bairro São Geraldo, do Serviço Autônomo de Água e Esgoto, SAAE de Juazeiro – BA, e foi transportado em recipientes fechados e estocado em duas caixas plásticas de 2000 litros no local do experimento.

O substrato comercial utilizado foi caracterizado nos fatores químicos (pH e condutividade elétrica). Já a qualidade do efluente foi avaliada nas características: pH, CE, RAS, P total, N total, Ca²⁺, Mg²⁺, K⁺, Na⁺, So₄ total, descritas na tabela 1.

Parâmetros	Água bruta do Rio São Francisco	Efluente de lagoa de estabilização
pH	7,44	8,32
CE (dS m ⁻¹)	0,37	1,61
RAS (mmol _c L ⁻¹) ^{1/2}	0,11	6,37
N total (mg L ⁻¹)	0,40	17,21
P total (mg L ⁻¹)	0,81	3,22
K (mg L ⁻¹)	0,91	4,69
Ca (meq L ⁻¹)	0,80	2,40
Mg (meq L ⁻¹)	0,60	4,90
Na total (meq L ⁻¹)	0,15	22,31
SO ₄ total (mg L ⁻¹)	<0,05	189,32

Tabela 1: Caracterização química das diferentes qualidades de água usadas na irrigação da

As análises químicas das diferentes qualidades de água foram realizadas no SENAI – Petrolina-PE.

Foram adotados os critérios, diâmetro de haste (5 - 6 mm); diâmetro de capítulo (8 – 10 cm) e comprimento da haste (>30 cm), utilizados pela Ibraflor (2017) para a determinação do padrão comercial das flores produzidas.

Aos resultados obtidos foi aplicada análise de variância e teste de comparação de média, adotando-se Tukey a 5% de probabilidade, utilizando o software ASSISTAT versão 7.7.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A análise dos valores de pH e condutividade elétrica no substrato ao final do experimento, demonstra a pequena variação dos demais tratamentos quando comparados com as análises realizadas ao início do experimento, possivelmente em função de processos de percolação e lixiviação, uma vez que os substratos têm baixa energia de retenção de água (Tabela 2).

Análises	Início	Final - Água do Rio São Francisco + Fertilizante	Final - Efluente de lagoa de Estabilização + Fertilizante	Final - Efluente de lagoa de Estabilização
pH	5,8	6,2	6,29	6,45
CE (dS m ⁻¹)	1,5	1,37	1,02	0,94

Tabela 2: Caracterização química do substrato a base de casca de pinus, submetido a diferentes qualidades de água, ao início e final do experimento

As análises de variância e a comparação das médias, pelo teste de Tukey para as variáveis: Comprimento de Haste - CH, Diâmetro de Haste - DH; Diâmetro de Capítulo - DC e Padrão Comercial - PC estão dispostas na Tabela 3.

Fonte de Variação	CH	DH	DC	PC
Qualidades de água	4.52 *	1.64 ns	0.09 ns	0.16 ns
Manejos de irrigação	18.80 **	0.50 ns	6.73 *	0.03 ns
Int. Q. Água x M. Irrigação	0.07 ns	0.07 ns	0.61 ns	0.33 ns
CV (%)	9.31	12.85	9.87	16.34
Médias				
Qualidades de água	(cm)	(mm)	(cm)	(unid.)
Água do São Francisco + Fertilização	39.02 a	4.31 a	7.22 a	2.60 a
Efluente de lagoa de estabilização enriquecido com 50% da fertilização química	34.76 b	4.60 a	7.20 a	3.10 a

Efluente de lagoa de estabilização	35.48 ab	4.15 a	7.33 a	2.90 a
Manejes de irrigação				
Evaporímetro de Piché	39.11 a	4.42 a	7.59 a	2.93 a
Lisímetro de Drenagem	33.74 b	4.28 a	6.91 b	2.80 a

Tabela 3. Resumo da análise de variância e teste de médias das variáveis estudadas

(**) e (*) a 1% e 5% de probabilidade respectivamente; (ns) não significativo; médias seguidas de letras diferentes na vertical diferem entre si, a 5% de probabilidade, pelo teste de Tukey.

Segundo MEDEIROS, (2007), a aplicação de água residuária apresenta potencial para suprir, parcial ou totalmente, as exigências nutricionais das culturas. Entretanto, as quantidades aportadas de nutrientes (N, P e K) às culturas, via água residuária, são influenciadas por sua composição nutricional e o manejo de aplicação. Desse modo, a análise da composição química do efluente deve fazer parte do sistema de produção, uma vez que pode variar ao longo do ciclo de produção, tornando eventualmente necessário um ajuste no programa de fertilização da cultura, através do balanço de nutrientes.

Para plantas irrigadas com água residuária, verificou-se o diâmetro de haste, diâmetro de capítulo e comprimento de haste semelhante às plantas irrigadas com água do rio São Francisco (Tabela 3), visto que essas características são de grande benefício para os produtores de flores de corte. O maior diâmetro da haste possibilita uma maior sustentação da inflorescência da gérbera, aumentando a longevidade das hastes florais pós-colheita. Tsirogiannis et. al. (2010) relatam a importância do comprimento da haste e o diâmetro da haste da inflorescência da gérbera, como sendo fatores determinantes para a inserção da cultura no mercado de flores de corte.

Uma elevada produção (número de flores colhidas) comercial com referência a Ibraflor (2017) nos tratamentos com efluente tratado se deve ao alto teor de macronutrientes presente na composição do efluente. De acordo com WOLTZ (1955), o N é responsável pelo número de hastes florais produzidas e pelo número de botões florais por haste, enquanto o K influencia diretamente no comprimento da haste.

MEDEIROS et al. (2010), estudando a viabilidade do uso de água residuária no cultivo de gérberas constataram que, com a aplicação de água residuária, a qualidade das flores foi superior às observadas com a adoção do manejo convencional (adubação química e irrigação com água de abastecimento).

No que tange o manejo da irrigação, verifica-se que a variação na lâmina de reposição de água não resultou em elevação do padrão comercial, mas de alguns critérios de qualidade das flores de gérbera, especificamente comprimento de haste e diâmetro de capítulo.

O desempenho superior das variáveis CH e DC com relação ao evaporímetro de piché, pode ser justificado pela maior demanda hídrico ao longo do ciclo. Visto que, a nutrição vegetal ocorria concomitantemente com a irrigação (Figura 1).

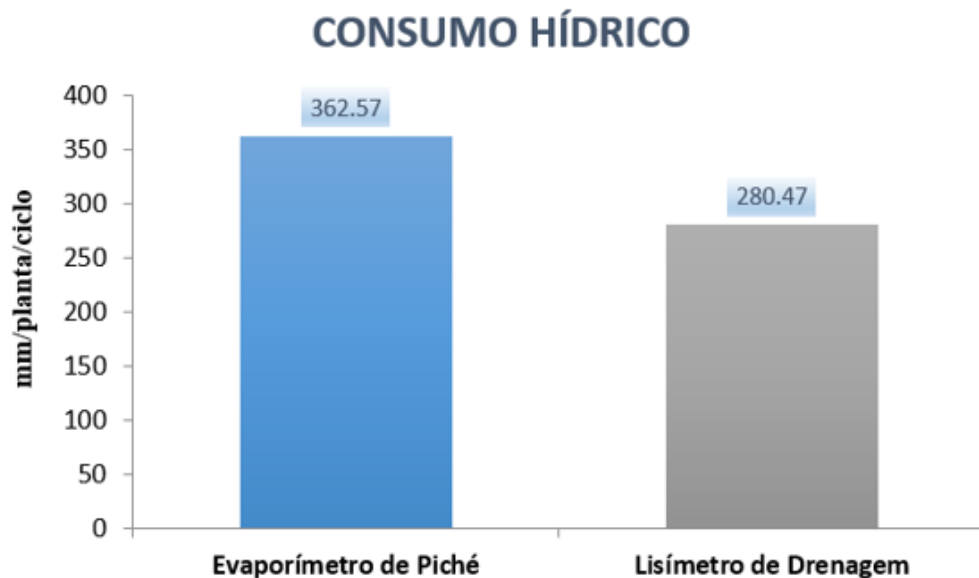


Figura 1 – Demanda hídrica em milímetros por planta ao longo do ciclo, com referência aos manejos de irrigação

CONCLUSÕES

A partir dos resultados obtidos e para as condições experimentais é possível concluir que o efluente de lagoa de estabilização foi capaz de suprir a nutrição das plantas de gérbera, resultando em um mesmo padrão comercial obtido sob fertirrigação.

REFERÊNCIAS

BARBOSA, E. A. A. **Sustentabilidade ambiental da produção de cana-de-açúcar irrigada com esgoto doméstico tratado via gotejamento subsuperficial**. Tese. Universidade Estadual de Campinas, Campinas – SP, 2014.

INSTITUTO BRASILEIRO DE FLORICULTURA - IBRAFLOR. Disponível em: <http://www.ibraflor.com/>, acesso em: 23/03/2018.

MANCUSO, P. C. S.; SANTOS, H. F. **Reúso de água**. 1.ed. São Paulo: Manole, 2003. 576p.

MEDEIROS, S.S.; SOARES, F.A.L.; GHEYI, H.R.; FERNANDES, P.D. Uso de água residuária de origem urbana no cultivo de gérbera: efeito nos componentes de produção. **Engenharia Agrícola**, Jaboticabal, v.27, n.2, p.569-578, 2007.

MEDEIROS, S. S.; Gheyi, H. R.; Soares, F. A. L. Cultivo de flores com o uso de água residuária e suplementação mineral. **Engenharia Agrícola**, v.30, p.1071-1080, 2010. <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-69162010000600008>

SILVA, F. A. S. **Assistat 7.7**. UFCG, Campina Grande, 2013. ASSISTAT – Assistência estatística. Versão 7,5 beta, 2008.

TSIROGIANNIS, I.; S KATSOUHAS, N.; KITTAS. C. 2010. Effect of Irrigation Scheduling on Gerbera Flower Yield and Quality. **HORTSCIENCE** 45(2):265–270.

WOLTZ, S.S. Effect of differential supplies of nitrogen, potassium and calcium on quality and yield of gladiolus flowers and corms. American Society for Horticultural Sciences Proceedings, **Alexandria**, v.6, p.427-435, 1955.

BACIA DE EVAPOTRANSPIRAÇÃO: UMA ALTERNATIVA VIÁVEL PARA TRATAMENTO DE EFLUENTES EM ZONAS RURAIS

Heitor Soares Machado

Universidade Estácio de Sá – *Campus Macaé*
Macaé – RJ

Saulo Paulino Salgado

Universidade Estácio de Sá – *Campus Macaé*
Macaé – RJ

Luiz Gomes Ferreira Junior

Universidade Estácio de Sá – *Campus Macaé*
Macaé – RJ

Andréia Boechat Delatorre

Universidade Estácio de Sá – *Campus Macaé*
Macaé – RJ

Bárbara Diniz Lima

Universidade Estácio de Sá – *Campus Macaé*
Macaé – RJ

Antônio Delfino de Jesus Junior

Universidade Estácio de Sá – *Campus Macaé*
Macaé – RJ

Wellington Pacheco David

Universidade Estácio de Sá – *Campus Macaé*
Macaé – RJ

RESUMO: No Brasil os investimentos no setor de saneamento, como o tratamento de esgoto, ocorreram mais especificamente entre as décadas de 1970 e 1980. Porém, o país ainda apresenta grande insuficiência no tratamento da água por meio da rede de esgoto e na coleta do mesmo, principalmente nas áreas rurais de

agricultura familiar, que afeta diretamente a relação entre saúde e saneamento. Essa falha na implantação de sistema de esgoto age no contexto do processo de desenvolvimento social, pois ocorre contaminação dos rios, lençóis freáticos, nascentes e lagos, produz odores desagradáveis com presença de insetos e pode haver desmoronamentos laterais com riscos acidentais. Torna-se, assim, indispensável a criação de tecnologias alternativas para a recuperação dessas questões no campo, essencialmente em patrimônios agrícolas que se encontram próximos às margens de rios e nascentes. Atualmente, o país tem sido mais atencioso com as questões ambientais investindo em projetos sustentáveis, pois os sistemas convencionais de tratamento de esgotos provocam impactos ao meio ambiente e à saúde das populações, pelo lançamento desses resíduos parcialmente tratados em corpos de água. Desta forma, este trabalho aborda um método alternativo sustentável, que visa a redução da poluição e a contaminação das águas, promovendo a segregação das águas negras (provenientes do vaso sanitário) das águas cinzas (não contaminadas com fezes), realizando o tratamento simplificado e descentralizado dos diferentes tipos de efluentes domésticos, possibilitando o reuso de água e nutrientes contidos no esgoto. Os nutrientes deixam o sistema incorporando-se à

biomassa das plantas e a água é eliminada por evapotranspiração.

PALAVRAS-CHAVE: saneamento básico, tratamentos de esgoto, sustentabilidade.

ABSTRACT: In Brazil, investments in the sanitation sector, such as sewage treatment, occurred mainly between the 70's and 80's. However, the country still presents great insufficiency in the treatment of water through the sewage systems and their collection, especially in rural areas of family farming, which directly affects the relationship between health and sanitation. This failure in the implementation of sewage system acts in the context of the process of social development, as it occurs rivers contamination, water table, nascent and lakes, produces unpleasant odors with presence of insects and may have landslip with accidental collapses. It is therefore essential to create energy alternatives for the recovery of issues in the field, in particular the agricultural estates on the Banks of rivers and springs. Currently, the country has been more careful to environmental issues investing in sustainable projects, because the conventional systems of treatment sewage cause impacts on the environment and the health of the populations by the release of partially treated sewage in water bodies. In this way, this work approaches a sustainable alternative method, which aims the reduction of pollution and water contamination, promoting the segregation between black waters (water contaminated with feces) and grey waters (not contaminated with feces), performing the simplified and decentralized treatment of different domestic effluent types, allowing the reuse of water and nutrients contained in the sewage. The nutrients leave the system and are incorporated in to plants biomass and the water is eliminated by evapotranspiration.

KEYWORDS: basic sanitation, sewage treatment, sustainability.

1 | INTRODUÇÃO

O esgoto doméstico é composto essencialmente por água de banho, excretas, papel higiênico, restos de comida, sabão, detergentes e águas de lavagem, oriundas das águas servidas de residências, instituições, estabelecimentos comerciais ou quaisquer edificações que disponham de instalações de banheiros, lavanderias e cozinhas.

De acordo com sua origem e composição, o esgoto pode ser classificado em: i) água negra, esgoto proveniente do vaso sanitário, composto principalmente por água, urina e fezes; ii) águas servidas de pias, chuveiro, lavadora de roupas e iii) água cinza. A maior parte da carga orgânica e de patógenos é derivada da água negra, apesar de ser produzida em menor volume, apresenta maior risco de contaminação. Visando à simplificação o tratamento da água negra em sistemas mais compactos e descentralizados e do tratamento de esgoto doméstico, a segregação na fonte é um passo que possibilita a reutilização da água cinza (OTTERPOHL *et al.*, 2001).

O lançamento de esgotos, tratados ou não, em córregos e rios é uma das

principais causas da degradação de mananciais de água potável, sendo necessária a pesquisa de maneiras eficientes de tratamento do esgoto domicílio e reuso do mesmo (OTTERPOHL *et al.*, 2001).

A principal característica marcante da indústria de saneamento é a presença de custos fixos elevados em capitais altamente específicos. A falta de saneamento rural é uma das principais causas de insalubridade e degradação hídrica, caracterizando-se pela disposição inadequada de resíduos sólidos e líquidos, demandando estudos acerca do tema para melhoria da qualidade de vida da população, por isso hoje os estudos envolvendo os recursos hídricos têm como princípio analisar toda a bacia hidrográfica, suas características físicas, as atividades nela desenvolvida, o tipo de manejo empregado entre outros (VILLWOCK *et al.*, 2014).

Tomando-se como referência o fato da maior parte da população brasileira vive em espaço urbano, observa-se uma crescente degradação das condições de vida, refletindo-se numa crise ambiental caótica (TRAJBER E MANZOCHI, 1996. p. 32).

Temos como principais objetivos no processo de tratamento de esgoto doméstico: remover o material sólido; reduzir as substâncias químicas indesejáveis; exterminar micro-organismos patogênicos; reduzir a demanda bioquímica de oxigênio O que indicará um tratamento ideal para cada tipo de efluente será de acordo com a carga poluidora e a presença de contaminantes.

Um dos métodos que podem ser eficazes é a Bacia de Evapotranspiração que se refere a um sistema de tratamento de água usada na descarga de sanitários convencionais, chamada água negra. Consiste em um sistema que não gera nenhum efluente e evita a poluição do solo, das águas superficiais e do lençol freático. Através dele os resíduos humanos são transformados em nutrientes para plantas e a água só sai por evapotranspiração, portanto completamente limpa (DA SILVA E SANTOS, 2017).

Tal sistema foi criado pelo permacultor Tom Watson, nos EUA, que o nomeou de *Watson Wick* e adaptado por vários permacultores brasileiros. É um sistema fechado, ou seja, estanque, e não há saída de água, seja para filtros ou sumidouros (GALBIATI *et al.*, 2009). Desta forma, o presente trabalho tem a proposta, por meio de uma pesquisa descritiva com foco no tratamento de esgoto, discutir uma nova forma de gestão desse trato, realizado através de uma bacia de evapotranspiração, sendo disponibilizados para atender aos aspectos legais aos quais se submetem os municípios, através de um ótimo resultado.

2 | METODOLOGIA E RESULTADOS

2.1 Área de Estudo

O Estudo de caso dessa pesquisa foi desenvolvido pensando na instalação de um

sistema de tratamento de água negra por meio do uso de bacia de evapotranspiração, que pudesse atender a demanda da Universidade Estácio de Sá - Campus Macaé. Para tanto, a metodologia utilizada foi fundamentada por meio de referências extraídas da internet e em pesquisas bibliográficas. O caso em si estudado se caracteriza com um grande número de alunos, que utilizam diariamente os sanitários da Instituição. No entanto, o uso diário é variado devido ao fluxo de alunos presentes. Sendo assim, quanto maior a quantidade de pessoas que serão usuárias da BET, mais espaço será necessário para efetuar a instalação do sistema na universidade.

O sistema foi estudado de forma empírica, simulando como seria a implementação real de um sistema de tratamento por evapotranspiração (BET). Para tanto, projetou-se uma bacia de tratamento que atenderia um dos banheiros da Universidade Estácio de Sá- Campus Macaé. A escolha do banheiro se deu visando onde a hidráulica facilitasse a aplicação do sistema. Na pesquisa foi destinado à BET apenas o esgoto do vaso sanitário (água negra), encaminhando-se as águas cinza (pias e chuveiro) para a fossa já existente na Instituição.

2.2 Etapas de implementação de uma bacia de evapotranspiração

Um dos maiores obstáculos é o dimensionamento da área necessária devido à grande variabilidade de usuários e isso dificulta os cálculos referentes ao dimensionamento do sistema. Para se ter uma garantia do sistema de tratamento eficaz, seria necessário uma alta estimativa de usuários, tornando assim o comprimento da BET muito extenso e sendo totalmente inviável para a instalação no Campus.

Para a implementação desse sistema, alguns passos devem ser analisados para que possa obter o melhor desempenho do sistema, para tanto algumas decisões devem ser observados, conforme mostrado na Tabela 1.

Orientação em relação ao sol	O sol tem uma grande influência em questão à evapotranspiração, a bacia deve ser orientada para a face norte (no hemisfério sul) e sem obstáculos como árvores altas próximos à bacia, tanto para permitir a ventilação como para não fazer sombra.
Dimensionamento	Na prática, observa-se que 2m ³ de bacia para cada morador é o suficiente para que o sistema funcione sem extravasamentos. A forma de dimensionamento da bacia é: comprimento é igual ao número de moradores usuais da casa, largura de 2m e profundidade de 1m. Para uma casa com cinco moradores, a dimensão ficará: (LxPxC) 2x1x5 = 10m ³ . Para uma faculdade será necessário pegar o número total de pessoas, que varia em torno de 1400, entre administrativo, alunos, professores, pessoas que prestam serviços em cantina, estacionamento, laboratório, limpeza, manutenção e etc, multiplicar por 2 (largura) e depois por 1 (profundidade), mas como podemos notar, o sistema teria que ocupar uma área muito grande para uma faculdade. Portanto, a maior adaptação da BET será em um meio residencial (número reduzido de usuários) com um espaço adequado para sua instalação.
Bacia	Entre inúmeras maneiras de se construir a bacia de evapotranspiração, mas, analisando a parte econômica e sem perder a segurança do sistema, o método mais indicado de construção das paredes e do fundo é o ferrocimento. As paredes ficam mais leves, levando menos materiais. O ferrocimento consiste em uma técnica de construção com grade de ferro e tela de “viveiro” coberta com argamassa. A argamassa da parede deve ser a mistura de duas partes de areia por uma parte cimento e argamassa do piso deve ser de duas partes de areia por uma parte cimento. Pode-se usar uma camada de concreto sob o piso, caso o solo não seja muito firme.
Câmara anaeróbia	Após o término da construção da bacia e testado a sua impermeabilidade, mantendo-a úmida por três dias, poderá se iniciar a construção da câmara, onde será executada com o uso de pneus usados e entulhos de obras. A câmara é composta do duto de pneus e de tijolos inteiros alinhados ou cacos de tijolos, telhas e pedras, colocados até a altura dos pneus. Isto cria um ambiente com espaço livre para a água e beneficia a proliferação de bactérias que irão transformar os sólidos em moléculas de micronutrientes.
Dutos de inspeção	Após a câmara finalizada, junto com a parte interna, pode-se iniciar a fixação dos 3 dutos de 50mm de diâmetro, para a inspeção e coletas de amostras de água
Camadas de materiais	De acordo com o desgaste de um pneu usado, a sua altura gira em torno de 55 cm, que juntamente com a colméia de tijolos de cada lado vão formar a primeira camada de preenchimento da bacia de evapotranspiração, irão restar ainda 45 cm em média para completar a altura da BET e serão necessárias mais 4 camadas de materiais. A segunda camada é a de brita (com +/- 10 cm), logo após, uma manta de Bidim para evitar que a areia desça e feche os espaços da brita, pois a camada superior é de areia (com +/- 10 cm). E a quarta é a do solo (com +/- 25 cm) que vai até o limite superior da bacia. Importante se atentar ao uso de um solo rico em matéria orgânica e mais arenoso do que argiloso. A última camada é a palha que recobrirá todo o solo com as plantações.

Proteção	Como temos uma tampa natural como o solo no topo do sistema, é necessário evitar alagamento para não gerar problemas na evapotranspiração, sendo assim, a necessidade da camada superior ser de palha. Portanto, deverá dispor sobre o solo matérias orgânicas que irão auxiliar para evitar o alagamento, como aparas de grama e folhas que caem das plantas para formar um colchão por onde a água da chuva escorre para fora do sistema. Para evitar a entrada da água que escorre pelo solo, é colocada uma barreira de tijolos ou blocos de concreto, ao redor da bacia para que ela fique levemente mais alta que o nível do terreno.
Plantio	Por fim, as plantas que mais se enquadram na necessidade da bacia, são as espécies que tem por característica folhas grandes, como bananeiras, taiobas, mamoeiro, entre outros. É indicado utilizar o rizoma (raiz que cresce horizontalmente) inteiro ou uma cunha (parte de um rizoma) com uma gema visível. Após efetuar a escavação dos buracos que serão utilizados no plantio (no mínimo 30x30x30 cm) deve-se enchê-las com matéria orgânica. O rizoma deve ficar há uns 10 cm, em média, abaixo do nível do solo. Quando plantada a partir de rebentos (mudas), posicione-os inclinados para fora, isso facilitará a colheita e o manejo das bananeiras.

Tabela 1: itens a ser observados antes do dimensionamento da BET.

2.3 Avaliação do dimensionamento do sistema

Levando em consideração que, em média, cada pessoa utilize o vaso sanitário cerca de quatro vezes por dia e o volume de cada descarga varie entre 7 e 20 litros, variando com o tipo de equipamento, pode-se estimar que o consumo de água médio por pessoa, relativo ao uso do vaso sanitário, varie entre 28 e 80 litros por dia. Se espelhando para ter como base de cálculo uma caixa de descarga com capacidade para 8 litros, estima-se um consumo per capita de 32 litros por dia. Pode-se então propor a seguinte equação para o cálculo de dimensionamento do sistema:

$$A = \frac{n \cdot Qd}{(ETo \cdot Ktepvat) - (P \cdot Ki)}$$

Equação 1

Onde:

A = área superficial do tanque ou bacia, em m²;

n = número médio de usuários do sistema;

Qd = vazão diária por pessoa, em l.d⁻¹, de acordo com o tipo de descarga e o número de utilizações por pessoa;

ktevap = coeficiente do tanque, adotado como 2,71, para as condições da realização da pesquisa (GALBIATI, 2009);

ET0 = evapotranspiração de referência média do local, em mm.d⁻¹;

P = pluviosidade média do local, em mm por dia;

ki = coeficiente de infiltração, variando de 0 a 1.

O valor de k_{evap} = 2,71 foi adotado para as condições da realização da pesquisa (GALBIATI, 2009). Esse coeficiente pode variar de acordo com fatores como condições de insolação sobre o tanque e incidência de ventos.

De acordo com o Parreira e Santos (2016), o balanço hídrico entre os anos de 2012 a 2015, a pluviosidade média do local (P) do município de Rio Verde, foi de 4,29 mm/dia, e a evapotranspiração média do local (ET₀), foi de 3,92 mm/dia.

Por não haver influência da vegetação, considerou-se 1 para o coeficiente de infiltração (K_i). Na Tabela 2, temos indicações da área necessária para construção da BET, levando em consideração a equação do dimensionamento (Equação 1).

Entrada		A (m ²)		
N	Consumo l/d96	K _i = 1	K _i = 0,5	K _i = 0,2
2	64	8,1	6,5	5,8
3	96	12,1	9,7	8,7
4	128	16,1	13,0	11,6
5	160	20,1	16,2	14,5
6	192	24,2	19,4	17,4

Tabela 2: Determinação da área necessária para construção da BET a partir da Equação 1.

Fonte: (GALBIATI 2009)

O volume útil da câmara de pneus da bacia de evapotranspiração na residência, seguiu-se as recomendações propostas pela NBR 7.229/1993 (Equação 2):

$$V = 1000 + N (C.T_d + K.L_f) \text{Equação 2}$$

Em que: V = Volume útil (L);

N = Número de pessoas ou unidades de contribuição;

C = Contribuição de despejos, em L/pessoa x dia ou em L/unidade x dia (Tabela 9);

L_f = Contribuição de lodo fresco, em L/pessoa x dia. (Tabela 9);

T_d = Período de detenção (dias) (Tabela 6);

K = Taxa de acumulação total de lodo, em dias (Tabela 3).

Na Tabela 3, pode ser observado o período de detenção dos despejos por faixas de contribuições diárias.

Contribuição Diária (L)	Tempo de detenção (Td)	
	Dias	Horas
Até → 1.500	1,00	24
De 1.501 a 3.000	0,92	22
De 3.001 a 4.500	0,83	20
De 4.501 a 6.000	0,75	18
De 6.001 a 7.500	0,67	16
De 7.501 a 9.000	0,58	14
Mais que 9.000	0,50	12

Tabela 3: Período de detenção dos despejos, por faixas de contribuição diária.

Fonte: ABNT 7.229, 1993.

O sistema da bacia de evapotranspiração não necessita de limpeza como nas fossas sépticas, que variam de 1 a 5 anos, então para a taxa de acumulação de lodo (K), foi utilizado o maior intervalo entre limpezas disponível na NBR 7.229/1993, que é a de 5 anos e a temperatura ambiente é acima de 20°C (Tabela 7).

Na Tabela 4, as informações são relacionadas com a taxa de acumulação de lodo, em dias, por intervalos entre limpezas e temperatura do mês mais frio.

Intervalos entre limpezas (anos)	Valores de K por faixa de temperatura ambiente (T), em °C		
	$T \leq 10$	$10 \leq T \leq 20$	$T > 20$
1	94	65	57
2	134	105	97
3	174	145	137
4	214	185	177
5	254	225	217

Tabela 4: Taxa da acumulação do lodo (K), em dias, por intervalos entre limpezas e temperatura do mês mais frio.

Fonte: ABNT 7.229/1993

Após a resolução do cálculo do volume útil (V), determinou-se a profundidade mínima e máxima da bacia de evapotranspiração, como pode ser visualizado na Tabela 5.

Volume útil (m³)	Profundidade útil mínima (m)	Profundidade útil máxima (m)
Até 6,0	1,20	2,20
De 6,0 a 10,0	1,50	2,50
Mais que 10,0	1,80	2.80

Tabela 5: Profundidade mínima e máxima por faixa de volume útil.

Fonte: ABNT 7.229/1993

Na Tabela 6, pode ser observada a contribuição diária de esgoto e de lodo fresco

por tipos de prédios e de ocupantes.

Prédio	Unidade	Contribuição de esgotos (C)	Contribuição de lodo fresco (l.f)
Ocupantes permanentes:			
Residência			
Padrão alto	Pessoa	160	1
Padrão Médio	Pessoa	130	1
Padrão Baixo	Pessoa	100	1
Hotel	Pessoa	100	1
Alojamento Provisório	Pessoa	80	1
Ocupantes temporários:			
Fábrica em geral	Pessoa	70	0,30
Escritório	Pessoa	50	0,20
Edifícios públicos ou comerciais	Pessoa	50	0,20
Escolas e locais de longa permanência	Pessoa	50	0,20
Bares	Pessoa	6	0,10
Restaurantes e similares	Pessoa	25	0,10
Cinemas, teatros e locais de curta permanência	Pessoa	2	0,02
Sanitários públicos	Pessoa	480	4,0

Tabela 6: Contribuição Diária de Esgoto (C) e de Lodo Fresco (Lf) por Tipo de Prédio e de Ocupante

2.4 funcionamento da bacia de evapotranspiração

A digestão anaeróbica irá ocorrer na água negra através de bactérias dentro da câmara bio-séptica de pneus e nos espaços criados entre as pedras e tijolos colocados ao lado da câmara. A camada de entulhos é poroso e naturalmente colonizado por bactérias que complementam a digestão. De acordo com o preenchimento com esgoto na bacia, o conteúdo preenche também as camadas superiores, de brita e areia, até atingir a camada de solo acima, através da qual se move por ascensão capilar até a superfície, de onde evapora. Ao percorrer o trajeto, o efluente é filtrado e mineralizado, através de processos aeróbios de decomposição microbiana. As raízes das plantas na superfície se desenvolvem em busca de água e dos nutrientes disponibilizados pela decomposição da matéria orgânica. Ao chegar ao topo, ocorrerá a evapotranspiração, onde a água é eliminada do sistema, enquanto que os nutrientes presentes são absorvidos pelas plantas.

Na camada mais inferior da câmara, irá ocorrer à digestão anaeróbica, o mesmo consiste em um processo que por meio de um grupo de micro-organismos agem interativamente na conversão da matéria orgânica complexa em compostos mais simples, como água, metano, gás carbônico, gás sulfídrico e amônia, além de gerar novas células bacterianas. O processo ocorre em duas fases. Na primeira,

os compostos orgânicos complexos como lipídios, proteínas e carboidratos serão fermentados e biologicamente convertidos em materiais orgânicos simples, principalmente ácidos voláteis, por um grupo de bactérias anaeróbias e facultativas, denominadas acidogênicas ou fermentativas. Na segunda fase, ocorre a conversão dos hidrogênio, gás carbônico e ácidos orgânicos em produtos finais gasosos, como o metano e o gás carbônico. Esta conversão é efetuada por um grupo específico de bactérias, denominadas metanogênicas, as quais são estritamente anaeróbias e irão depender dos substratos fornecidos pelas acidogênicas (CHERMICHAO, 1997).

Ao decorrer da ascensão do efluente do leito da bacia, em direção à superfície - onde é maior a presença de oxigênio – teremos os processos aeróbios de degradação da matéria orgânica. A massa microbiana envolvida nos processos aeróbios é constituída basicamente por bactérias e protozoários, sendo que as bactérias têm uma maior influencia no tratamento de esgoto. A conversão aeróbia da matéria carbonácea consome oxigênio do meio, gerando água, gás carbônico e energia. No ambiente aeróbio, os compostos orgânicos nitrogenados passam pelo processo de nitrificação, no qual a amônia é convertida em nitrito e, em seguida, em nitrato. O nitrogênio na forma de nitrato pode ser absorvido pelas raízes das plantas presentes na bacia (VON SPERLING, 1996).

A insaturação em água deve ser vista na parte superior da bacia. Nessa parte, a água continua ascendendo até a superfície, por capilaridade, que nada mais é que a interação dos fenômenos de coesão entre as moléculas de água e de adesão das mesmas em relação às partículas do solo, com finalidade de preencher seus poros menores. Também ocorre o fenômeno de adsorção da água pelas partículas do solo, onde serão carregadas eletricamente. Com a absorção da água do solo pelas raízes das plantas, irá estabelecer uma diferença de potencial nas regiões próximas às raízes e as regiões mais distantes. A água agirá de forma espontânea à procura de estados mais baixos de energia, se movendo em direção às raízes. Em condições climáticas propícias como a radiação solar, vento e umidade do ar abaixo da saturação. O potencial da água será diferente com relação à parte aérea da planta, que será menor do que nas raízes, o que provoca a translocação da água dentro da planta em direção às folhas, passando dessas para a atmosfera, tal fenômeno chamado de evapotranspiração (FERRI, 1985; JUNIOR *et al.*, 2013).

A evapotranspiração é mais comumente estudada e estimada com o objetivo de se dimensionar sistemas de irrigação de culturas agrícolas. Existem inúmeras referências (ET_o) de um determinado local (PEREIRA *et al.*, 1997).

O método mais adequado irá depender dos objetivos desejados e das vantagens e limitações de cada um deles. AET_o é definida como a taxa de evapotranspiração de uma cultura hipotética, com uma altura de 0,12 m, resistência aerodinâmica da superfície de 69 s.m⁻¹ e albedo de 0,23, sem falta de água. A evapotranspiração de cultura (ET_c) é a evapotranspiração de uma cultura, nos seus diferentes estágios de desenvolvimento. A razão entre a evapotranspiração de cultura e a evapotranspiração

de referência é: $K_c = E_{Tc} / E_{To}$, definido como coeficiente da cultura (K_c). Quanto maior o coeficiente de uma cultura, maior sua evapotranspiração. Isso irá afetar diretamente na escolha das espécies a serem utilizadas na BET (PEREIRA *et al*, 1997; DA SILVA e SANTOS, 2017).

Um dos métodos analisados é o de Hargreaves-Samani (Hargreaves&Samani, 1985), que foi desenvolvido para estudar e estimar a evapotranspiração de referência em clima semiárido, utilizando apenas dados de radiação extraterrestre como a temperatura máxima diária, temperatura mínima diária e temperatura média diária. Os dados utilizados são fornecidos pelas estações meteorológicas locais, razão pela qual o método foi escolhido para utilização neste trabalho (PEREIRA *et al*, 1997).

2.5 Custos de construção

Os valores abaixo serão baseados em uma bacia de 1x2x1 metro, totalizando um volume de 2m³.

Para construção da parede de cimento, teremos as medidas externas de 1 metro de comprimento, 2 metros de largura, 1 metro de profundidade e 0,05m de espessura das paredes, totalizando 0,26 m³ de volume.

Para esse volume, serão necessários os seguintes materiais:

- Cimento; 100 kg – R\$ 43,80
- Areia; 0,288 m³ - R\$ 51,56
- Brita nº 1; 0,396 m³ - R\$ 36,90
- Impermeabilizante; 1% do cimento – R\$5,16

A parte interna será baseada na doação dos pneus que não se podem ser mais utilizados e nem comercializados, portando, o volume (0,312m³) que o mesmo ocupa, será descartado e não entrará no cálculo de custos.

- Tijolo; 0,312 m³ - R\$ 72,96 (o valor só será aplicado, caso não se consiga entulho, o melhor substituto é o tijolo ou telha comprados em lojas de materiais de construção.

- Brita nº 1; 0,01 m³ - R\$ 0,93
- Areia; 0,01 m³ - R\$ 1,79
- Bidim; 0,06 m³ - R\$ 14,22

O total aproximado para se construir uma BET será de R\$ 227,32. Caso se queira efetuar a construção da BET para mais pessoas, será necessário usar como base os valores em metros cúbicos e utilizar a fórmula abaixo:

$$V_T = \left(\frac{68,71 \times V_P}{0,14} \right) + \left(\frac{82,79 \times V_I}{0,392} \right)$$

Onde:

V_T = Valor total;

V_p = Volume da parede;

V_i = Volume interno.

Esses seriam os custos aproximados para efetuar a construção da BET e a fórmula para se chegar a um valor aproximado, caso seja necessário a construção de uma bacia maior. Na Tabela 7, temos um esquema de uma das composição necessárias para se construir a BET.

Material Utilizado	Quantidade
Cimentos	4 pc / 50Kg
Areia	1 m ³
Brita (cascalho)	1 m ³
Entulho (diversos)	3 m ³
Pneus	20 pneus
Tela de galinheiro	15m x 1,5m
Cano PVC 100mm	6 metros
Joelho PVC 100mm	1 unidade
Tijolo	40

Tabela 7: Quantidade de materiais necessários para construção da bacia de evapotranspiração.

Foi constatado, em uma BET construída por alunos da Universidade Federal do Mato Grosso do Sul, durante os ensaios de verificação da variação do nível do tanque, que, abaixo do nível de 55 cm, o efeito da evapotranspiração é praticamente nulo, provavelmente pelo fato dos substratos – entulho cerâmico, pneus e brita - não permitirem a ascensão capilar da água contida nessas camadas (LOUREIRO *et al.*, 2008/09).

Os resultados obtidos das análises físico-químicas do efluente desse mesmo tanque e foi feito uma comparação em relação aos resultados obtidos por (REBOUÇAS, 2011) para amostras de água negra bruta, cada uma composta por 6 L de água, papel higiênico, fezes e 250 ml de urina. Resultados podem ser observados na Tabela 8. Apesar da BET não ser considerada um sistema de tratamento de esgoto para o qual se possa aplicar o conceito de “eficiência” onde se trata de avaliar a diferença entre a qualidade do esgoto que entra e o que sai do tanque, a observação dos valores obtidos nas análises físico-químicas auxiliam na compreensão do funcionamento do sistema.

É possível observar uma boa remoção de sólidos suspensos totais e turbidez, provavelmente devido ao seu fluxo ascendente, onde ocorre a passagem pela camada de areia e solo. O mesmo pode-se dizer dos níveis de DQO e $DBO_{5,20}$. Não se pode afirmar, comparando os dados, que houve uma concentração maior do efluente de saída, em relação ao conteúdo do interior do tanque. A evaporação contínua da água apresenta valores menores para os parâmetros analisados, em comparação com os encontrados na água negra bruta, apresentados por (REBOUÇAS *et al.*, 2011). Isso pode significar que os processos de decantação, sedimentação, decomposição da

matéria orgânica e filtragem pelo solo e pelas raízes das plantas, que ocorrem no tanque, exercem a função de tratamento do efluente, demandando futuras pesquisas para a determinação dos seus índices de eficiência (LOUREIRO *et al.*, 2008/09).

Na Tabela 8 a seguir, temos os resultados das análises físico-químicas do efluente do interior e da saída da BET, que foram comparados com dados encontrados na bibliografia.

Parâmetro	Unidade	Interior do tanque		Saída		Rebouças (2007)
		Média	Desvio padrão	Média	Desvio Padrão	
pH		7,84 (9)*	0,28	7,81 (10)	0,14	7,84
Condutividade		2,22 (9)	0,53	2,45 (10)	0,52	
Turbidez	NTU	481,04 (9)	291,35	88,01 (10)	44,22	
CT						
E. coli						
DQO		723,46 (9)	363,41	406,05	257,85	6619
PO ₄ ⁻³		54,46 (5)	20,27	43,18 (6)	30,68	
NH ₃		326,85 (5)	81,04	46,21 (5)	96,74	
NO ₂ ⁻		0,03 (5)	0,02	0,44 (5)	0,66	
NO ₃ ⁻		0,17 (5)	0,04	0,17 (5)	0,08	
NTK		335,40 (5)	89,30	227,01 (5)	145,44	365
OD		0,00 (1)	0,00	0,00 (1)	0,00	
DBO _{5,20}		360,88 (5)	237,37	72,74 (5)	24,92	1893
ST		1137,58 (6)	249,24	746,75 (6)	205,04	
SST		385,69 (9)	200,01	37,74 (9)	11,50	2365
Cloreto		141,38 (4)	83,31	154,01 (4)	88,86	
Alcalinidade		816,04 (5)	341,11	1061,56 (5)	251,10	

* (nº de amostras)
NMP = Número Mais Provável
NTU = Unidades Nefelométricas de Turbidez

Tabela 8: Resultados das análises físico-químicas do efluente do interior e da saída da BET, comparado com dados encontrados na bibliografia

Ao analisar o efluente final, onde são encontrados nutrientes como fósforo e nitrogênio observa-se a conveniência de sua utilização como fertilizante, como em valas de infiltração, onde futuramente sejam introduzidas plantas.

A detecção de coliformes totais detectada, referente à análise efetuada de amostras da parte aéreas da taioba plantadas no tanque foi de número mais provável por grama (NMP g⁻¹) de 1,1 x 10⁴, já nas amostras de partes externas de taioba plantadas no interior do tanque foi de NMP g⁻¹ = 1,2 x 10². No entanto, não foi detectada presença de coliformes termotolerantes nas amostras de dentro do tanque, sendo que as amostras de plantas de fora do tanque apresentaram NMP g⁻¹ = 3,9 x

10 de coliformes termotolerantes. A partir dessas informações preliminares, pode-se afirmar que o consumo dessas das plantas que estão presentes no tanque, podem ser destinadas para fins alimentícios, desde que se proceda à higienização das folhas com hipoclorito de sódio ou ácido peracético, como se procede com outras hortaliças, conforme Srebernich (2007) (PROPP *et al.*, 2008/09).

3 | CONCLUSÃO

Conclui-se que a bacia de evapotranspiração tem uma fácil construção, de forma econômica e não necessita de manutenção, tornando sua obtenção uma vantagem. Ecológica e com diversos processos biológicos, a mesma produz os nutrientes que alimentam plantas em seu topo e com isso, geram frutos saudáveis para consumo, tornado-a um substituto eficaz do tratamento de esgoto convencional.

O sistema tem suas dificuldades devido à suas necessidades de espaço, mas com o estudo adequado e um dimensionamento do tanque correto, o sistema pode ser extremamente útil, prático e ecologicamente correto.

Com relação ao estudo de caso efetuado na Universidades Estácio de Sá, campus Macaé-RJ, conclui-se que a BET não tem a possibilidade de ser implementada no local devido a extensão necessária para que se tenha um bom funcionamento do sistema, pois o número de alunos é alto e com constante variabilidade.

REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS – ABNT, NBR 7.229: Projeto de construção e operação de sistemas de tanques sépticos. Rio de Janeiro, 1993.

CHERNICHARO, C.A.L. Princípios do tratamento biológico de águas residuárias; reatores anaeróbios. 1. ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental, UFMG, 1997. v. 5.

DA SILVA, R. W. E SANTOS, G. O. Dimensionamento e construção de tanque de evapotranspiração para o tratamento de esgoto sanitário. Trabalho de Conclusão de Curso defendido junto à Faculdade de Engenharia Ambiental da UniRV em junho de 2017.

FERRI MG (1985) Fisiologia Vegetal. Editora Pedagógica e Universitária Ltda. São Paulo. JORDÃO EP, PESSOA CA (1995) Tratamento de Esgotos Domésticos. 4ª Ed. Rio de Janeiro: ABES.

GALBIATI, A. F. Tratamento Domiciliar de Águas Negras através de Tanque de Evapotranspiração. 52 f. Dissertação (Mestrado em Tecnologias Ambientais) - Centro de Ciências Exatas e Tecnologia, Universidade Federal de Mato Grosso do Sul, Campo Grande, 2009.

JUNIOR, A. D. M.; DA COSTA, J. M. F.; RAMOS, K. M.; MOREIRA, K. S.; ALCÓCER, J. C. A. Utilização de tanques de evapotranspiração para tratamento de esgoto doméstico, residências em região rural. In: Anais do X Encontro Nacional de Engenharia e Desenvolvimento Social. Rio de Janeiro, 2013.

LOUREIRO, P. Estudo de tanque de evapotranspiração para tratamento domiciliar de águas negras, Departamento de Hidráulica e Transportes e Fernando Silva Bernardes, UFMS - Coordenadoria de Pesquisa – PROPP, 2008/09

OTTERPOHL, R.U. Black, brown, yellow, grey - the new colors of sanitation. *Water*, v.21, 2001.

PEREIRA, A. R.; VILLA NOVA, N. A.; SEDIYAMA, G. C. *Evapo(transpi)ração*. Piracicaba: FEALQ, 1997. 183 p.

PEREIRA, A. B.; SANTOS, G. O. Balanço hídrico climatológico para o município de Rio Verde, Goiás. Rio Verde – GO: Universidade de Rio Verde, UniRV. Trabalho de Conclusão de Curso, 2016.

REBOUÇAS, M. M. P. S. Caracterização de água cinzas e negras de origem residual e análise da eficiência de reator anaeróbicos com chincanas. Tese de doutorado do programa de pós graduação em recursos hídricos e saneamento da Universidade Federal de Alagoas, 2011.

SITE TERA. Destinação e tratamento de efluentes.postado em 14/11/2013. Artigo acesso em 22/02/2018. Disponível em:<<http://www.teraambiental.com.br/blog-da-tera-ambiental/conheca-as-doencas-causadas-pelo-nao-tratamento-do-esgoto>>

TRAJBER, R; MANZOCHI, L. H. *Avaliando a educação ambiental nas escolas do Brasil: materiais audiovisuais*. São Paulo: Gaia, 1996.

VILLWOCK, F. H.; CRISPIM, J.Q.; ROCHA, J. A.; MALYSZ, S. T.; CRISTÓFOLI, A. Projeto socioambiental mil árvores. In: XI Congresso nacional do meio ambiente de poços de caldas, Poços de Caldas. Edição atual. Poços de Caldas: GSC Eventos, v. 6. p. 1-364, 2014.

VON SPERLING, M. *Introdução a qualidade das águas e ao tratamento de esgoto*. Editora UFMG, 1996.

BALNEABILIDADE DA PRAIA DE ONDINA_ UM ESTUDO SOBRE A INFLUÊNCIA DA PRECIPITAÇÃO E A RELAÇÃO COM O SANEAMENTO BÁSICO

Luciano da Silva Alves

Centro Universitário Jorge Amado, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária. Salvador – Ba.

Laís Lage dos Santos

Centro Universitário Jorge Amado, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária. Salvador – Ba.

Catiana da Silva Alves

Universidade Estadual de Pernambuco, Departamento de Ciências Biológicas. Petrolina – Pe

Ivo Cruz Teixeira

Centro Universitário Jorge Amado, Departamento de Engenharia Ambiental e Sanitária. Salvador – Ba.

RESUMO: O presente artigo tem como objetivo, avaliar a influência da precipitação na balneabilidade da praia de Ondina e a sua relação com as condições de saneamento básico existente no local. Para a realização dessa pesquisa, além de análises bibliográficas e visitas de campo, foram utilizados como objetos de estudo, os dados disponibilizados pelo Instituto do Meio Ambiente e Recursos Hídricos, referentes ao monitoramento pluviométrico da estação localizada no bairro de Ondina e a balneabilidade da referida praia. De acordo com os resultados, avaliando a correlação

entre balneabilidade, precipitação e frequência, observou-se que no período chuvoso (Abril, Maio e Junho), a qualidade da água apresentou declínio. Dado que as chuvas influenciam na balneabilidade através do carreamento de esgotos, resíduos e outros detritos, surge a relação com o saneamento básico. Durante visitas ao local, além da presença de resíduos sólidos na areia da praia, foi observado a existência de ligação clandestina de rede de esgoto no canal de drenagem pluvial. Logo, a partir da circunstância, é possível concluir que a má qualidade da água destinada a recreação de contato primário da praia de Ondina, no período chuvoso, está associada as condições insalubres encontradas no ambiente.

PALAVRAS-CHAVE: Precipitação, Balneabilidade, Saneamento.

ABSTRACT: The objective of this article is to evaluate the influence of the precipitation on the balneability of the beach of Ondina and its relation with the conditions of basic sanitation existing in the place. In order to carry out this research, in addition to bibliographical analyzes and field visits, the data provided by the Institute of the Environment and Water Resources, referring to the rainfall monitoring of the station located in the district of Ondina and the balneability of said station, were used as study objects. Beach. According to the results, it was observed that in

the rainy season (April, May and June), the quality of the water declined, evaluating the correlation between bathing, precipitation and frequency. Since rains influence bathing through the transportation of sewage, waste and other debris, the relationship with basic sanitation appears. During visits to the site, in addition to the presence of solid waste in the sand of the beach, it was observed the existence of clandestine connection of sewage network in the drainage channel. Therefore, from the circumstance, it is possible to conclude that the poor quality of the water destined for the recreation of the primary contact of Ondina beach in the rainy season is associated with the unhealthy conditions found in the environment.

KEYWORDS: Precipitation, Balneability, Sanitation.

INTRODUÇÃO

Apesar do Brasil representar dos países com maior disponibilidade hídrica no globo, a forma inconsequente com o que a água vem sendo utilizada, tem tornado parte desses recursos inviável para uso. Um dos principais problemas que tem acarretado essa situação, está ligado a ausência de saneamento básico em grande parte das regiões brasileiras, que por sua vez tem se mostrado evidente quando associado a qualidade dos rios urbanos e até mesmo das águas do mar.

Dentre as variadas gamas utilitárias que a água possui, uma delas está associada a recreação. A qualidade das águas destinadas a recreação de contato primário, é definida como balneabilidade. No Brasil a Resolução CONAMA nº 274/2000 é a legislação vigente responsável por dispor dos padrões.

Apesar da zona litorânea do Brasil ser bem frequentada pelo povo brasileiro e representar um ambiente atrativo para veraneios, a balneabilidade ainda é um assunto pouco citado pelos veículos de comunicação. Para Berg *et al.*, (2013), a balneabilidade deveria ser um assunto explorado pela mídia, na mesma escala com o que as atrações turísticas são anunciadas. Em consonância com o autor, pode-se afirmar que isso se deve ao fato de que um ambiente não balneável, pode oferecer riscos à saúde dos banhistas.

Baseado em Alves *et al.*, (2018) o acesso de pessoas a águas contaminadas pode gerar enfermidades associadas a diarreia, febre, gastroenterite e dentre outras. O estudo de Pond (2005) expõe que crianças e pessoas com baixa resistência imunológica são as mais predispostas a adquirir esses tipos de doenças.

Nesse sentido, Aureliano (2000) afirma que o objetivo da balneabilidade é informar sobre o possível risco de se adquirir doenças no contato direto com águas para fins recreativos. Por isso as águas doces, salobras e salinas são enquadradas em categorias para avaliar o índice bacteriológico de coliformes fecais e totais.

OBJETIVOS

Esta pesquisa tem como objetivo avaliar a influência da precipitação na balneabilidade da praia de Ondina, no trecho de influência em que ocorre o monitoramento realizado pelo Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA), e a sua relação com as condições de saneamento básico existente no local.

METODOLOGIA

Para a realização deste artigo, além de pesquisas bibliográficas e visitas de campo, foram utilizados como objetos de estudo, os dados de monitoramento do órgão ambiental do Estado da Bahia, o Instituto de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (INEMA). Onde através da Coordenação de Monitoramento dos Recursos Hídricos e Ambiental, foi disponibilizado os dados de monitoramento pluviométrico da estação localizada no Bairro de Ondina e da balneabilidade da praia de Ondina.

No estado da Bahia, o monitoramento da qualidade das águas destinada a recreação mantém frequência semanal, totalizando 52 campanhas anuais. Um dos produtos gerados a cada campanha é o boletim de balneabilidade, onde é informado a condição balneável do ambiente (Próprio ou Impróprio), mediante a quantificação de *Escherichia coli* presente em 100ml das amostras de água.

O Quadro 01 dispõe da classificação da balneabilidade conforme a Resolução CONAMA nº 274/2000. Destaca-se que o percentual da amostra é calculado sobre a quantidade equivalente a 5.

Excelente	Máximo de 200 <i>Escherichia coli</i> por 100 ml no conjunto de 80% amostras.
Muito Boa	Máximo de 400 <i>Escherichia coli</i> por 100 ml no conjunto de 80% amostras.
Excelente	Máximo de 800 <i>Escherichia coli</i> por 100 ml no conjunto de 80% amostras.
Imprópria	Acima de 800 <i>Escherichia coli</i> por 100 ml no conjunto de 80% amostras, ou quando o resultado a última amostra for acima de 2000.

Quadro 01 – Classificação da Balneabilidade.

Fonte: Adaptado de Brasil (2000).

COLETAS E ANÁLISES

As coletas e análises laboratoriais foram realizadas pela equipe técnica do Centro de Pesquisa e Desenvolvimento (CEPED). Os procedimentos analíticos realizados pelo CEPED seguiram as recomendações do *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater 21th ed*, sendo aplicado o método de membranas para análise das amostras. A contagem dos microrganismos se deu através do Número

Mais Provável (NMP).

Na Figura 1, está inserida distribuição espacial do ponto onde foi realizado as coletas de água na praia de Ondina. O ponto está posto sobre a coordenada geográfica 13°0'37,86"S e 38°30'36,32"O.



Figura 1 - Ponto de Monitoramento da Balneabilidade na Praia de Ondina.

Fonte: Google Eath Pro. Acessado em: 2018

De acordo com o objetivo proposto pela pesquisa, buscou-se analisar os dados de monitoramento da balneabilidade durante o período seco e chuvoso. Desse modo, foram tratados os resultados referente a 26 boletins, associados a 26 campanhas realizadas no primeiro semestre do ano de 2017.

Conforme a média história da precipitação na cidade Salvador- Ba, os meses de Janeiro, Fevereiro e Março, representam o período seco, e Abril, Maio e Junho o chuvoso.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2 apresenta o volume precipitado no Bairro de Ondina durante o primeiro semestre do ano de 2017. Nela ainda é possível analisar a frequência em que ocorreram as chuvas (dias de precipitação) e a média histórica (volume esperado).

De acordo com a curva da média histórica (volume esperado), o segundo trimestre corresponde ao período em que há maior incidência de chuvas. No entanto, nota-se a existência de irregularidades, onde apenas no mês de Maio, as chuvas ocorridas (324,3 mm) aproximaram-se da média. Dentro desse contexto, vale destacar que os 181,1 mm precipitados no mês de Março ultrapassou a média histórica em 29,5 mm.

De modo geral, no primeiro semestre de 2017 houve um déficit total de 463,1 mm. Quanto avaliada a relação entre volume e frequência, pode-se afirmar que não há

a existência de proporções. Apesar do mês de maio ter sido caracterizado pelo maior volume precipitado no primeiro semestre de 2017, junho representa o período que houve uma maior frequência, contando com 27 dias de chuva, (Figura 2).

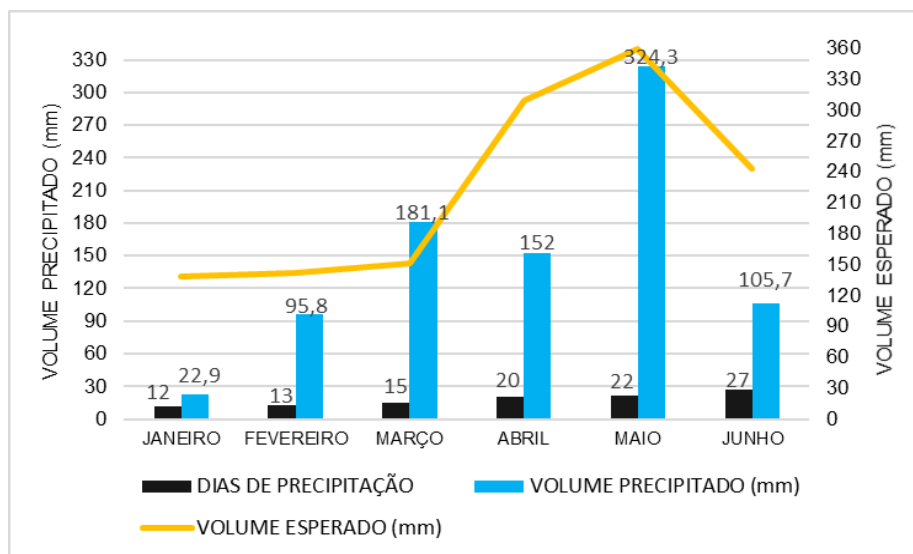


Figura 2 - Níveis de Precipitação na Estação Pluviométrica de Ondina.

Fonte: Próprio autor (2018).

A Figura 3 trata da relação entre a balneabilidade da praia de Ondina e a precipitação registrada na estação pluviométrica presente no Bairro de Ondina. Observa-se que na medida em que o volume precipitado vai aumentando, a qualidade da água vai demonstrando piora. Durante o período de Janeiro a Março, quando o comportamento da curva de precipitação média mensal foi linear, houve aumento do tempo de permanência na categoria Satisfatória.

No mês de Abril, apesar do volume das chuvas terem sido inferiores ao mês de março, o fato dos resultados estarem associados as quatro ultimas coletas, justificam a permanência de 100% do tempo de monitoramento na categoria satisfatória. Desse modo verifica-se que a precipitação ocorrida no mês anterior, pode comprometer a classificação da balneabilidade nas campanhas realizadas no mês seguinte.

A ressalva é válida para os resultados de Maio e Junho, onde mediante ao maior volume precipitado (324,3mm), a qualidade das águas destinadas a recreação foi apontada como imprópria em 60% e 75% das campanhas realizadas no período.

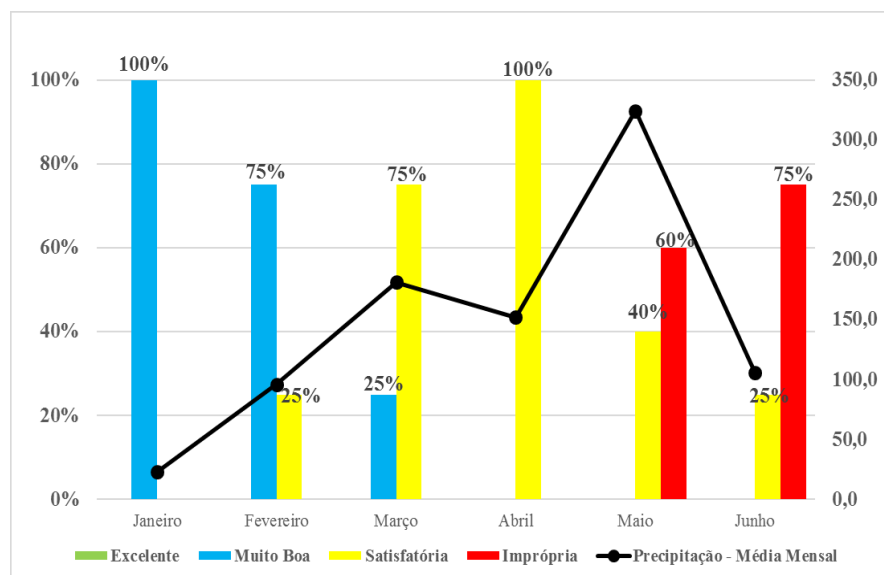


Figura 3 – Relação Entre Balneabilidade da Praia de Ondina e Precipitação.

Fonte: Próprio autor (2018).

Mês	Própria	Precipitação (mm)	Dias de Chuva
Janeiro	100%	22,9	12
Fevereiro	100%	95,8	13
Março	100%	181,1	15
Abril	100%	152	20
Maio	40%	324,3	22
Junho	25%	105,7	27
Coeficiente Linear de Person			
Própria - Precipitação		-0,42	
Própria - Dias de Chuva		-0,87	

Tabela 1 – Correlação Entre Balneabilidade, Precipitação e Frequência.

Fonte: Próprio autor (2018).

A Tabela 1 expressa a correlação entre balneabilidade, precipitação (Chuva) e frequência (Dias de Chuva) no primeiro semestre de 2017. O Coeficiente Linear de Pearson retrata a correlação Linear entre duas variáveis. O valor varia -1 a 1, onde os resultados negativos estão associados a relações inversamente proporcionais (X Cresce; Y Decresce), enquanto que os valores positivos determinam relações de proporção (X Cresce; Y Cresce).

Os resultados (-0,42) e (-0,87) demonstram correlação negativa, ou seja, na medida em que as chuvas ocorrem a balneabilidade tende a apresentar declínio. A correlação Balneabilidade (Própria) – Dias de chuva apontou valor significativo, o que determina que, mesmo diante de um grande volume precipitado, se as chuvas ocorrerem com maior frequência, a tendência de piora da qualidade da água é elevada.

Dado o percentual de 87%, quando observado as Figuras 2 e 3, é possível determinar que no segundo trimestre (Abril, Maio e Junho), o declínio da balneabilidade

esteve em maior grau, associado as frequências (20, 22 e 27 dias) de chuva. No entanto, destaca-se que o resultado de 42% na correlação Balneabilidade (Própria) – Precipitação não torna a preposição absoluta, tornando claro que, o volume precipitado pode influir num grau menor, sobretudo nas campanhas seguintes, como observado no comportamento da balneabilidade nos meses de Março, Abril, Maio e Junho.

Segundo Berg *et al.*, (2013), as chuvas contribuem para a deterioração da qualidade das águas das praias, que, por sua vez, acabam recebendo uma grande quantidade de esgoto, lixo e outros detritos frutos do carreamento provocado pela água. Com isso, surge a relação com os serviços de saneamento básico presentes na praia de Ondina.

De acordo com as Figuras 4, 5 e 6 pode-se notar a existência de alguns dos fatores que influenciam na sanidade da praia de Ondina, no trecho de influência em que é monitorada. Na Figura 4, nota-se que a água oriunda da rede de drenagem pluvial mantém características insalubres. Além da presença de resíduos sólidos, a turbidez o mau cheiro e a presença de macrófitas ao redor do canal enfatiza a insuficiência de saneamento básico presente no local.

Nas Figuras 5 e 6, onde foi possível detectar a existência de ligação clandestina de esgoto na rede de drenagem pluvial e a existência de resíduos sólidos, torna evidente as condições insalubres apresentadas no local.

Com isso, dado que o microrganismo indicador que classifica a qualidade da água é a *Escherichia coli* e que este torna evidente a contaminação oriunda do lançamento *in natura* de esgotos no corpo hídrico, pode-se afirmar que o recebimento de água das redes de drenagem pluvial contribui com má condição de balneabilidade apresentada pela da praia de Ondina no período chuvoso.

Dentro do contexto apresentado nos parágrafos acima, o INEMA informou colocar nos boletins de balneabilidade as seguintes observações: não é recomendado o banho próximo a saída de esgotos, redes de drenagem pluvial, áreas onde a água possui coloração suspeita, locais próximos a desembocadura (Foz) de rios urbanos e em dias chuvosos.



Figura 4 – Rede de Drenagem Pluvial na Praia de Ondina

Fonte: Próprio Autor (2018)



Figura 5 – Ligação Clandestina de Rede de Esgoto na Rede de Drenagem Pluvial.

Fonte: Próprio Autor (2018).



Figura 6 – Resíduos Sólidos na Praia de Ondina.

Fonte: Próprio Autor (2018)

CONCLUSÃO

Esta pesquisa apresentou a influência da precipitação na balneabilidade da praia de Ondina e a sua relação com o saneamento básico. De acordo com os resultados, dado que as chuvas apenas provocam o carreamento mediante ao aumento da vazão de rios e canais de drenagem, foi verificado que a falta de sanidade da qualidade das águas destinadas a recreação de contato primário durante o período chuvoso, está associado as condições de saneamento básico presente no local.

REFERÊNCIAS

ALVES, L. S.; ALVES, C. S. ; SILVA, I. G. ; MENEZES, L. N. F . **Rio das Pedras, a Pior Praia do Litoral de Salvador-Ba**. In: V Congresso Baiano de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2018, Juazeiro. O Saneamento no Semiárido: Modelo de Gestão e Promoção de Tecnologias Apropriadas, v. 5, p. 1873-1878, jun. 2018.

AURELIANO, J.T. **Balneabilidade das Praias de Pernambuco: o Núcleo Metropolitano**. 2000. 113f. Dissertação (Mestrado em Gestão e Políticas Ambientais) Universidade Federal de Pernambuco, Pernambuco.

BERG, C. H.; GUERCIO, M. J.; ULBRICHT, V. R. **Indicadores de Balneabilidade: A Situação Brasileira e as Recomendações da World Health Organization**. Int. J. Knowl. Eng. Manag, Florianópolis, v. 2, p. 83-101, jul./out. 2013.

BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA). Resolução nº 274 de 29 de novembro de 2000. Dispõe sobre Classificação das águas doces, salobras e salinas essencial à defesa dos níveis de qualidade, avaliados por parâmetros e indicadores específicos, de modo a assegurar as condições de balneabilidade; de forma a assegurar as condições necessárias à recreação de contato primário. Diário oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, 29 nov. 2000.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Monitoramento Pluviométrico**. Inema. Disponível em: <[http:// monitoramento.inema.ba.gov.br/planilhas/plu/](http://monitoramento.inema.ba.gov.br/planilhas/plu/)>. Acesso em: 15 Fevereiro 2018.

INSTITUTO DO MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS. **Monitoramento da Qualidade das Praias**. Inema. Disponível em: <<http://www.balneabilidade.ba.gov.br/>>. Acesso em: 02 Março 2018.

POND, K. **Water Recreation and Disease Plausibility of Associated Infections: acute effects, sequelae and mortality**. World Health Organization (WHO). 2005. 231f.

BARREIRAS DE PROTEÇÃO EM SISTEMAS DE ESGOTAMENTO SANITÁRIO – UMA EXPERIÊNCIA NA DIRETORIA DE OPERAÇÃO DO INTERIOR DA EMBASA

João Marcelo Gonçalves Coelho

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia – IFBaiano

Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. –
Embasa
Salvador – Bahia

Itaiara Sá Marques

Universidade Federal da Bahia – UFBA

Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. –
Embasa
Santo Antônio de Jesus – Bahia

Ricardo de Macedo Lula Silva

Universidade Federal da Bahia – UFBA

Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. –
Embasa
Salvador – Bahia

Alex Oliveira Cruz

Universidade Estadual de Feira de Santana –
UEFS

Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. –
Embasa
Alagoinhas – Bahia

Márcio Santana Rocha de Souza

Universidade Federal da Bahia – UFBA

Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. –
Embasa
Salvador – Bahia

ambiental e da minimização de riscos para o meio ambiente e para a saúde humana. A ferramenta denominada “Barreiras de Proteção em Sistemas de Esgotamento Sanitário”, criada pela Diretoria de Operação do Interior da Empresa Baiana de Água e Saneamento S.A. (Embasa), permite a identificação de boas práticas, e a verificação de condições operacionais, salubres e ambientais num referido sistema. Após avaliar 22 Sistemas de Esgotamento Sanitário (SES) nos anos de 2017 e 2018 no interior do Estado, identificou-se que a maior parte dos SES avaliados (12 sistemas) estava abaixo da expectativa, sendo 01 em estado emergencial. No entanto, com a avaliação dos SES foi possível identificar os principais problemas e inserir algumas ações no plano de investimento e custeio para executar as oportunidades de melhorias em 2018. Outras ações foram executadas ainda em 2017 sem adição de custos operacionais, tais como elaboração de manuais, procedimentos operacionais, formulários, treinamentos, etc.

PALAVRAS-CHAVE: Barreiras de proteção, boas práticas, sistema de esgotamento sanitário, garantia ambiental, minimização de riscos.

ABSTRACT: The good operation of an SES represents a challenge in the search for environmental guarantee and minimization of

RESUMO: A boa operação de um SES representa um desafio na busca da garantia

risks to the environment and to human health. The tool called “Barriers of Protection in Sanitary Sewage Systems”, created by the Internal Operation Directorate of Empresa Baiana de Água e Saneamento SA (Embasa), allows the identification of good practices and the verification of operational, health and environmental conditions in said system. After assessing 22 Sanitary Sewage Systems (SES) in the years 2017 and 2018 in the interior of the State, it was identified that the majority of the SES evaluated (12 systems) was below the expectation, being 01 in emergency state. However, with the evaluation of the SES it was possible to identify the main problems and insert some actions in the investment and costing plan to execute the improvement opportunities in 2018. Other actions were executed in 2017 without adding operational costs, such as manuals, operating procedures, forms, training, etc.

KEYWORDS: Barriers to protection, good practices, sewage system, environmental guarantee, risk minimization

1 | INTRODUÇÃO

O tema Esgotamento Sanitário é de importância indiscutível no que se refere à saúde coletiva e à proteção dos mananciais superficiais e subterrâneos e, conseqüentemente, do meio ambiente. Uma boa operação e manutenção do sistema de coleta e transporte e de seus constituintes, como rede coletora, estações elevatórias, linhas de recalque e interceptores, bem como a eficiência no tratamento dos efluentes coletados e o monitoramento dos corpos receptores, são essenciais para o alcance dos objetivos dos sistemas de esgotamento sanitário (SES).

Desenvolvido em 2011 pela Empresa Baiana de Água e Saneamento S.A. (Embasa), o Sistema de Avaliação de Estação de Tratamento de Esgoto (ETE) foi criado no intuito de verificar as condições operacionais, salubres e ambientais das diversas estações de tratamento. Em 2017, foi proposta uma ampliação dessa sistemática, que passou a avaliar todo o SES, desde a coleta até a disposição final.

Para um sistema de coleta ter um bom funcionamento, é necessário inicialmente que o mesmo tenha sido concebido e executado de acordo com as normas. Além disso, realizar de forma preventiva e corretiva a manutenção de suas unidades, como poços de visita e caixas de inspeção, bem como a lavagem preventiva da rede e interceptores é essencial para reduzir problemas de extravasamento, mantendo, assim, a continuidade dos serviços.

Em relação ao sistema de transporte, quanto maior os dispositivos de segurança operacional, menos problemas socioambientais as unidades vão causar. A disponibilidade e funcionamento dos equipamentos eletromecânicos são o aspecto mais importante para garantir a operacionalidade das estações elevatórias de esgoto (EEE).

No campo de tratamento de esgotos, os parâmetros de qualidade relacionados às exigências legais e às necessidades de projeto, são os mais importantes para

manter a qualidade dos corpos d'água receptores, nos quais os efluentes tratados são lançados.

Evidentemente, interessará conhecer também os parâmetros dos corpos receptores, nos quais os efluentes tratados são lançados. A prática de monitoramento laboratorial, em si, não é suficiente para garantir a qualidade do efluente final, mas é de grande importância para gerenciar os possíveis riscos.

A segurança das equipes que operam os sistemas com a utilização dos equipamentos de proteção individual e coletiva (EPI e EPC), além do atendimento aos usuários e a conservação das unidades operacionais também são critérios de relevância, assim como a disponibilidade e treinamento adequados das equipes de campo e operadores das estações para que as atividades possam ser realizadas de forma satisfatória.

Assim, a boa operação de um SES representa um desafio na busca da garantia ambiental e da minimização de riscos para o meio ambiente e para a saúde humana. A ferramenta denominada “Barreiras de Proteção em Sistemas de Esgotamento Sanitário” permite a identificação de boas práticas, e a verificação de condições operacionais, salubres e ambientais num referido sistema.

Por boas práticas operacionais, pode-se entender um conjunto de procedimentos aplicados aos sistemas, desde sua concepção, planejamento ou projeto, até, e, sobretudo, às rotinas operacionais, que visam prevenir ou combater os perigos (fatores de risco) e minimizar a probabilidade de ocorrência dos efeitos indesejáveis para a saúde humana.

A Resolução nº 01/2016 da Agência Reguladora de Saneamento Básico do Estado da Bahia (AGERSA) que dispõe sobre os procedimentos para fiscalização indireta em sistemas de abastecimento de água, de esgotamento sanitário e de atividades correlatas resolve adotar os relatórios e os planos de ação desenvolvidos no âmbito do sistema de inspeção “Barreira de Proteção” para o acompanhamento, controle, monitoramento e fiscalização indireta da prestação dos serviços.

A AGERSA, de posse dos relatórios e planos de ação, realiza inspeções *in loco* por meio de amostragem mínima anual de 30% dos municípios avaliados pela Embasa, visando verificar os requisitos e critérios adotados na avaliação de Barreira de Proteção, bem como a identificação de outras oportunidades de melhorias.

A Resolução ressalta ainda que a adoção do sistema de Barreira de Proteção não exclui, em nenhuma medida, as competências fiscalizadoras diretas da AGERSA.

Portanto, por meio da identificação das boas práticas observadas e das oportunidades de melhorias, o sistema de avaliação “Barreiras de Proteção em Sistemas de Esgotamento Sanitário” possibilita disseminar as melhores práticas operacionais, uniformizar procedimentos, fomentar a capacitação e a qualificação dos operadores, bem como identificar riscos ambientais e de segurança oriundos das atividades avaliadas. Assim sendo, espera-se uma melhoria significativa no processo de gestão operacional dos SES, principalmente pelo engajamento e o comprometimento de toda

força de trabalho.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

O modelo desenvolvido prevê a utilização de planilhas eletrônicas de fácil aplicação, e a avaliação de cada SES se dá de forma modulada (Coleta, Transporte, Tratamento e Disposição Final), onde cada módulo é composto por critérios, e estes últimos selecionados de forma a atender a um conjunto de requisitos, inerentes ao funcionamento completo do SES. A aplicação do modelo se dá em duas etapas:

1ª Etapa – Auto Avaliação: É realizada por uma Comissão de Avaliadores definida no âmbito da Unidade Regional, e tem como produto final a elaboração do Relatório de Auto Avaliação - RAA, que antecede a Avaliação Interna.

2ª Etapa – Avaliação Interna: É realizada por uma comissão de avaliadores externos à unidade responsável pela operação do SES, porém colaboradores internos da Embasa, definida ao nível da Superintendência de Operação e tem como produto final a elaboração do Relatório de Avaliação Interna - RAI, no qual são indicadas as boas práticas e oportunidades de melhorias, bem como a pontuação final do sistema avaliado. Todo o processo de avaliação está regido por um Código de Ética, com regras de conduta estabelecidas especificamente para este fim, além do Roteiro e Recomendações para o processo de avaliação.

2.1 Diretrizes para Pontuação

A avaliação consiste em identificar, dentro de uma escala de alternativas (0% a 40%, 41 a 90% e 91 a 100%), qual percentual melhor reproduz a situação real das práticas operacionais para cada um dos requisitos dos critérios, conforme três dimensões de atendimento, apresentadas no Quadro 01.

Dimensões de atendimento	Percentual	Descrição
Não atende	0%	Inexistência de práticas p/ atendimento às exigências do requisito.
	40%	Ações iniciais de práticas para atender às exigências do requisito.
Atende parcialmente	41%	Existência de práticas p/ atendimento algumas exigências do requisito
	90%	Existência de práticas p/ atendimento as principais exigências do requisito.
Atende	91%	Existência de práticas p/ atendimento a maioria das exigências do requisito.
	100%	Existências de práticas para atendimento a todas as exigências do requisito.

Cada um dos requisitos tem um número máximo de pontos. Para obter o número de pontos para cada requisito, é necessário multiplicar o percentual da pontuação alcançada pelo número máximo de pontos do requisito, o que será executado automaticamente através da planilha eletrônica elaborada. Para diminuir a subjetividade da avaliação, foi criada uma planilha check-list, onde são avaliados vários itens para cada requisito, obtendo-se a nota final. Assim, a soma de todos os requisitos leva a um número máximo de pontos por critério, e a soma de todos os critérios leva a um número máximo de 250 pontos por Módulo (no total, a avaliação vale 1.000 pontos, e caso o sistema de esgotamento não possua nenhuma estação elevatória, os 250 pontos do Módulo 02 – Transporte são automaticamente distribuídos para os outros 03 módulos).

2.2 Níveis de Classificação Geral do Sistema de Esgotamento

Após avaliação e de posse dos resultados (pontuação), os SES serão classificados de acordo com os níveis apresentados no Quadro 02 (considerando que a fragilidade em um dos critérios de avaliação decorrente de práticas indesejáveis compromete a sua certificação interna, estabeleceu-se que o SES que obtiver percentual abaixo de 90% não poderá ser certificado).

RESULTADO PARCIAL (250 PONTOS POR MÓDULO)	RESULTADO FINAL (MÁXIMO: 1.000 PONTOS)	PERCENTUAL	CLASSIFICAÇÃO
Até 124,99 Pontos	Até 499,99 Pontos	Até 49,99%	ESTADO EMERGENCIAL
125,00 a 174,99 Pontos	500,00 a 699,99 Pontos	De 50% até 69%	ABAIXO DA EXPECTATIVA
175,00 a 224,99 Pontos	700,00 a 899,99 Pontos	De 70% a 89%	CONFORMIDADE OPERACIONAL
225,00 a 250 Pontos	900,00 a 1.000 Pontos	De 90% a 100%	SES CERTIFICADO

Quadro 02 – Níveis de Classificação

2.3 Relatório de Avaliação Interna

Concluída a avaliação, a comissão designada elabora o Relatório de Avaliação Interna - RAI. Neste documento são explicitados para cada critério as Oportunidades de Melhorias (OM) para os requisitos que o compõem, com base nas “Não Conformidades” identificadas, conforme Quadro 03.

 <small>empresa baiana de água e saneamento s.a.</small>	RELATÓRIO DE AVALIAÇÃO INTERNA	N.º AVALIAÇÃO: 01 DATA: Página 1 de X
OBJETIVO: Cumprir programa de Barreiras de Proteção - Sistema de Avaliação de Boas Práticas Operacionais em SES		MÓDULO 01 - COLETA

REQUISITO	REGISTROS
1.1.1 - Disponibilidade de equipamentos de desobstrução	NÃO CONFORMIDADE: - - OPORTUNIDADE DE MELHORIA: - - PONTO FORTE: - -
1.1.2 - Conservação de equipamentos de desobstrução	NÃO CONFORMIDADE: - - OPORTUNIDADE DE MELHORIA: - - PONTO FORTE: - -

Quadro 05 – Critérios e Requisitos do Módulo 02 – Transporte.

3 | RESULTADOS OBTIDOS

A ferramenta “Barreiras de Proteção em Sistemas de Esgotamento Sanitário” é modulada da seguinte forma:

Módulo 01: Coleta – Abrange ramais domiciliares, rede coletora e interceptores. Serão avaliados critérios inerentes a: Operação e Manutenção; Conservação, Dimensionamento e Padrões Construtivos; Pessoal e Segurança; Atendimento a Clientes; e Garantia Ambiental. Os critérios e os respectivos requisitos do Módulo Coleta estão apresentados no Quadro 04.

CRITÉRIOS	REQUISITOS					
1.1 - Operação e Manutenção	Disponibilidade de equipamentos para desobstrução e lavagem de rede	Conservação de equipamentos de desobstrução	Manutenção preventiva (lavagem de rede)	Contribuição de água de chuva na rede	Cadastro da rede coletora	***
1.2 - Conservação, Dimensionamento e Padrões Construtivos	Conservação de ramais, rede coletora e interceptor	Conservação das Cl, poços de visita e tampões	Padrões construtivos das caixas de inspeção e poços de visita	Padrões construtivos e dimensionamento da rede	***	***
1.3 - Pessoal e Segurança	Disponibilidade de EPI	Disponibilidade de EPC	Disponibilidade de ferramentas	Dimensionamento de equipe	Condições de salubridade	Treinamento em saúde e segurança do trabalho
1.4 - Atendimento à Clientes	Adensamento de áreas cobertas	Percentual de atendimento	Percentual de cobertura	Atendimento a reclamação de cliente	Atendimento ao prazo	***
1.5 - Garantia Ambiental	Extravasamento por extensão de rede	Tempo de extravasamento de rede	Tempo de extravasamento de ramal	Realização de palestras em escolas e comunidades	Atendimento as demandas ambientais externas	***

Quadro 04 – Critérios e Requisitos do Módulo 01 – Coleta.

Módulo 02: Transporte – Abrange estações elevatórias e linhas de recalque. Serão avaliados critérios como: Conservação, Operação e Padrões Operacionais; Equipamentos Eletromecânicos; Pessoal e Segurança; Garantia Ambiental; e

Conservação. Os critérios e os respectivos requisitos do Módulo Transporte estão apresentados no Quadro 05.

CRITÉRIOS	REQUISITOS							
2.1 - Conservação, Operação e Padrões Operacionais	Eficiência operacional	Limpeza de grade e caixa de areia	Procedimentos Operacionais Padrão (POP)	Formulários de Controle e Livro de Ocorrência	***	***	***	***
2.2 - Equipamentos Eletromecânicos	Reserva do Conjunto Motor-Bomba	Gerador	Horímetro	Automação	Telecomunicação	Ventosas, válvulas de retenção, descargas, etc.	***	***
2.3 - Pessoal e Segurança	Acesso a caixa de areia e gradeamento	Proteção da área (muro ou cerca)	EPI (máscara, luva, capacete, bota, óculos)	EPC (guarda-corpo, extintores, gaiolas, etc)	Dimensionamento da equipe	Condições de trabalho	Mapeamento de risco (geral e setorizado)	Domínio / habilidade para operadores de processos
2.4 - Garantia Ambiental	Impacto dos extravasamentos	Tratamento dos resíduos e disposição final	Odor	Ruído	***	***	***	***
2.5 - Conservação	Limpeza e urbanização da unidade	Ordenação e sinalização	Estado de conservação da infraestrutura e dos componentes	Conservação recalque e barriletes	***	***	***	***

Quadro 05 – Critérios e Requisitos do Módulo 02 – Transporte.

Módulo 03: Tratamento – Abrange a Estação de Tratamento de Esgoto – ETE. Serão avaliados critérios relativos à: Eficiência do Tratamento; Conservação e Operação das Unidades; Padrões Operacionais; e Pessoal e Segurança. Os critérios e os respectivos requisitos do Módulo Tratamento estão apresentados no Quadro 06.

CRITÉRIOS	REQUISITOS							
3.1 - Eficiência do Tratamento	Controle de Qualidade (IQE)	DBO – Saída do Tratamento.	Sólidos sedimentáveis – saída do tratamento.	<i>E. coli</i>	***	***	***	***
3.2 - Conservação e Operação das Unidades	Condição Operacional	Estrutura física da ETE	Equipamentos eletromecânicos (CMB, geradores, etc.)	Limpeza	Ordenação	Equipamento de laboratório	Equipamentos de telecomunicação.	***
3.3 - Padrões Operacionais	Procedimento Operacional Padrão - POP	Formulários de controle e Livro de Ocorrência	Manuais e dados técnicos	Disponibilidade de dados técnicos.	Dados históricos.	***	***	***
3.4 - Pessoal e Segurança	Domínio / habilidade para operadores de processos	Condições de salubridade	Dimensionamento da equipe.	EPI	EPC	Mapeamento de Risco	Condições de trabalho	PPRA

Quadro 06 – Critérios e Requisitos do Módulo 03 – Tratamento.

Módulo 04: Disposição Final – Abrange o emissário final, o corpo receptor e disposição dos resíduos gerados no processo de tratamento. Serão avaliados critérios como: Qualidade do Corpo Receptor; Tratamento e Disposição de Resíduos; Gestão Ambiental. Os critérios e os respectivos requisitos do Módulo Tratamento estão apresentados no Quadro 07.

CRITÉRIOS	REQUISITOS			
4.1 - Qualidade do Corpo Receptor	DBO - após zona de mistura	Oxigênio dissolvido - após zona de mistura	Escherichia coli - após zona de mistura	Ponto de lançamento
4.2 - Tratamento e Disposição de Resíduos	Material removido do tratamento preliminar e sobrenadantes de	Lodo removido do sistema de tratamento	***	***
4.3 - Gestão Ambiental	Outorga de lançamento e diluição	Licença ambiental e condicionantes	Aplicação da metodologia de P + L (reuso)	Plano de Monitoramento do Corpo Receptor

Quadro 07 – Critérios e Requisitos do Módulo 04 – Disposição Final.

Entre os anos de 2017 e 2018 foram avaliados 22 sendo que 10 obtiveram a classificação ‘Conformidade Operacional’, 11 ‘Abaixo da Expectativa’ e 01 ‘Estado Emergencial’. A Tabela 01 demonstra os resultados de cada sistema, por Módulo, e a pontuação alcançada.

Sistema de Esgotamento	Módulo 1 Coleta	Módulo 2 Transporte	Módulo 3 Tratamento	Módulo 4 Disp. Final	Pontuação	Classificação
Camacan	197,14	213,58	225,06	186,26	822,04	Conformidade
Camacan - Casa Nova	260,8	NA	234,07	160,08	654,95	Abaixo expec.
Euclides da Cunha	210,21	178,14	194,29	46,07	628,71	Abaixo expec.
Feira de Santana	213,67	203,41	215,26	212,42	641,35	Conformidade
Glória	213,55	210,74	175,22	163,49	763,00	Conformidade
Ibitiara	220,02	NA	217,20	38,57	475,79	Est. Emergenc.
Ibotirama	216,95	197,95	199,23	35,00	649,13	Abaixo expec.
Iguaí	194,65	190,66	196,81	64,17	646,29	Abaixo expec.
Ipiaú/Japomirim	156,99	151,97	181,76	177,6	668,32	Abaixo expec.
Itambé	209,85	165,91	138,35	77,08	591,19	Abaixo expec.
Lençóis	191,93	161,34	219,49	128,26	701,02	Conformidade
Maragogipe – Parag.	163,25	190,14	151,42	230,77	735,58	Conformidade
Maragogipe - sede	149,68	177,94	170,45	179,21	677,28	Abaixo expec.
Maragogipe – Nagé	147,05	183,31	179,86	228,65	738,87	Conformidade
Morro do Chapéu	292,3	NA	276,89	233,17	802,36	Conformidade
Palmeiras	280,23	NA	259,63	231,17	771,03	Conformidade
Paulo Afonso	198,08	213,36	189,31	146,00	746,75	Conformidade

Sistema de Esgotamento	Módulo 1 Coleta	Módulo 2 Transporte	Módulo 3 Tratamento	Módulo 4 Disp. Final	Pontuação	Classificação
Tucano	195,05	195,24	202,15	175,94	768,38	Conformidade
Ubaíra	177,88	167,14	150,92	146,84	642,78	Abaixo expec.
Una - Comandatuba	179,24	157,1	192,34	92,66	621,34	Abaixo expec.
Una - Marcel Ganem	185,3	164,01	192,82	70,31	612,44	Abaixo expec.
Una - Urbis	191,63	181,92	164,31	86,74	624,6	Abaixo expec.

Tabela 01 – Classificação dos Sistemas já avaliados.

4 | ANÁLISE DOS RESULTADOS

Realizadas as 22 avaliações, foi feito um levantamento das principais não conformidades encontradas nos sistemas de esgotamento sanitário, as quais estão descritas abaixo.

MÓDULO 01 – Coleta:

- Indisponibilidade de equipamento para execução de desobstruções em redes e ramais;
- Irregularidade na execução das lavagens preventivas em rede coletora;
- Baixos índices de atendimento, cobertura e adensamento.

MÓDULO 02 – Transporte:

- Falta de conjuntos motor bomba (CMB) reserva em estações elevatórias de esgoto;
- Destinação inadequada de material grosseiro removido nas estações elevatórias de esgoto;
- Gerador ausente ou necessitando manutenção.

MÓDULO 03 – Tratamento:

- Inexistência de formulários de controle;
- Manuais e dados técnicos parcialmente disponíveis;
- Ausência de monitoramento de *Escherichia coli*;
- Estrutura física da ETE (acesso, drenagem, pavimentação, conservação);
- Ordenação de materiais, equipamentos, EPI e documentos.

MÓDULO 04 – Disposição Final:

- Ausência de monitoramento do corpo receptor;

- Disposição inadequada de resíduos sólidos;
- SES operando sem Licença Ambiental e/ou Outorga.

Esses resultados fizeram com que os gestores tomassem medidas corretivas no intuito de melhorar os aspectos operacionais de seus SES, a partir das oportunidades de melhorias apontadas nas avaliações, inclusive com elaboração de planos de ação que foram encaminhados para a AGERSA.

5 | CONCLUSÕES

O sistema tem como foco a avaliação de aspectos que comprometem a qualidade do funcionamento de todo o SES e conseqüentemente no efluente, proporcionando melhoria nas condições sanitárias da população e a preservação do meio ambiente.

O modelo de avaliação desenvolvido se constitui em um instrumento que permite verificar, com facilidade, as condições operacionais do sistema, bem como a qualidade do efluente tratado associado ao uso de ferramentas de avaliação de critérios, aplicados de forma sistemática e abrangente, identificando as boas práticas e as oportunidades de melhorias.

Com a avaliação dos SES foi possível identificar os principais problemas e inserir algumas ações no plano de investimento e custeio para executar as oportunidades de melhorias em 2018. Outras ações foram executadas ainda em 2017 sem adição de custos operacionais, tais como elaboração de manuais, POP, formulários, treinamentos, etc.

A partir das experiências das avaliações de 2017, foi possível ainda realizar melhorias nos ckeck list das avaliações e inserir novos requisitos em alguns módulos, visando uma análise mais completa e menos subjetiva.

A ferramenta Barreira de Proteção além de proporcionar melhorias nos SES, incentiva toda a equipe a realizar suas atividades com mais dedicação e compromisso, uma vez que sabem que serão avaliados e esperam ter seus sistemas certificados.

REFERÊNCIAS

PGQB. **Manual de Avaliação do Prêmio Gestão Qualidade Bahia**. Salvador, 2003.

Empresa Baiana de Águas e Saneamento S.A. - EMBASA. **Barreiras de Proteção em SES – Manual de Avaliação de Boas Práticas Operacionais, 2018**.

Agência Reguladora de Saneamento Básico do Estado da Bahia – AGERSA. **Resolução nº 01, de 15 de abril de 2016**. Dispõe sobre os procedimentos para fiscalização indireta em sistemas de abastecimento de água, de esgotamento sanitário e de atividades correlatas. Diário Oficial do Estado da Bahia, Poder Executivo, Salvador, BA, 16 abr. 2016.

BIODEGRADABILIDADE ANAERÓBIA DE EFLUENTES DA AGROINDÚSTRIA ACEROLEIRA

Nayara Evelyn Guedes Montefusco

nayara_evelyn@yahoo.com.br ,
Petrolina – PE;

Andreza Carla Lopes André

Universidade Federal do Vale do São Francisco –
UNIVASF
Juazeiro – BA

Patrícia da Silva Barbosa

Universidade Federal do Vale do São Francisco –
UNIVASF
Juazeiro – BA

Ruanna Souza Matos

Universidade Federal do Vale do São Francisco –
UNIVASF
Juazeiro – BA

Miriam Cleide Cavalcante de Amorim

Universidade Federal do Vale do São Francisco –
UNIVASF
Juazeiro – BA

RESUMO: O Brasil é o maior produtor, consumidor e exportador de acerola (*Malpighia emarginata* DC.), com 46 % da produção destinando-se a agroindústrias. Há uma distinção de mercado quanto ao estágio de maturação da fruta, sendo a verde a mais requisitada por conter maior teor de ácido ascórbico do que a acerola madura. Nos processamentos agroindustriais há geração de efluentes líquidos com elevada carga orgânica,

sendo potencialmente poluidores do meio ambiente. Nesse sentido, têm-se percebido cada vez mais pesquisas que visam estudar formas de tratamento que minimizem os impactos ambientais e tornem tais resíduos em fonte energética. O presente estudo avaliou a biodegradabilidade anaeróbia dos efluentes do processamento da acerola verde e madura. O experimento desenvolveu-se seguindo a metodologia dos frascos sacrifício com duração de 192 horas, avaliando-se demanda química de oxigênio, ácidos graxos voláteis, alcalinidade total, pH e produção de metano. Os resultados demonstraram não haver diferença significativa na remoção de demanda química de oxigênio entre os dois efluentes. Houve diferença na produção de metano, com 84 % de rendimento para o efluente maduro e 51 % para o efluente verde. Com isso, demonstra-se que o tratamento anaeróbio aplicado aos efluentes apresenta potencial em reduzir os impactos ambientais bem como em produzir metano como fonte energética.

PALAVRAS-CHAVE: metano; relação AGV/AT; carga orgânica.

ABSTRACT: Brazil is the largest producer, consumer and exporter of acerola (*Malpighia emarginata* DC.), With 46% of the production destined to agroindustries. There is a market distinction regarding the stage of maturation of

the fruit, with green being the most requested because it contains a higher ascorbic acid content than the acerola ripe fruit. In the agroindustrial processes there is generation of liquid effluents with high organic load, being potentially polluting the environment. In this sense, we have been perceiving more and more researches that aim to study forms of treatment that minimize the environmental impacts and make such waste in an energy source. The present study evaluated the anaerobic biodegradability of processing effluents from green and mature acerola. The experiment was developed following the methodology of the sacrifice bottles with a duration of 192 hours, evaluating the chemical demand for oxygen, volatile fatty acids, total alkalinity, pH and methane production. The results showed that there was no significant difference in the removal of chemical oxygen demand between the two effluents. There was a difference in methane production, with 84% yield for the mature effluent and 51% for the green effluent. Thus, it is demonstrated that anaerobic treatment applied to effluents has the potential to reduce environmental impacts as well as to produce methane as an energy source.

KEYWORDS: methane, relationship AGV/AT, organic load.

1 | INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior produtor, consumidor e exportador de acerola (*Malpighia emarginata* DC.). Em termos de mercado interno, 46 % do consumo da fruta destina-se às agroindústrias de processamento (CALGARO; BRAGA, 2012), totalizando cerca de 34,4 mil toneladas de acerola por ano, o que representa 7,2 % do total de frutas processadas no país (FREITAS *et al.*, 2006). Esse mercado de processamento da acerola encontra-se em expansão, devido o alto teor de ácido ascórbico presente na fruta, que apresenta dois estádios de maturação passíveis de coleta e industrialização: madura e verde. Sendo que, a última apresenta maior índice de vitamina C, por isso é preferida pelas agroindústrias que tem o intuito de extrair o ácido ascórbico. Essa diferença na maturação faz com que haja dois ciclos distintos de processo, cada ciclo por sua vez gera efluentes com características físico-químicas distintas entre si.

Tanto no Brasil quanto no mundo a geração de resíduos e efluentes tem sido um fator limitante para a agroindústria, com isso, cada vez mais se têm realizado estudos de digestão anaeróbia em efluentes agroindustriais, devido à capacidade que esse tipo de tratamento tem de gerar metano: fonte renovável de energia (BRUNO; OLIVEIRA, 2008).

Em termos de frutas cítricas, categoria em que se encontra a acerola, Khan *et al.* (2015) apontam como um dos potenciais para os efluentes gerados no processamento de tal matéria prima a geração de metano que pode ser usado tanto para geração de eletricidade quanto para substituição do gás liquefeito do petróleo - GLP. Esse dado é reforçado através do estudo de Montefusco *et al.* (2017) que ao analisarem

os efluentes gerados em uma indústria processadora de acerola estimou por meio do cálculo de volume teórico de metano a capacidade de gerar 81,09 m³/d do referido gás. Considerando tais referências e a representatividade da fruta na região através da presença de uma agroindústria aceroleira, viu-se a oportunidade de estudar a biodegradabilidade do efluente gerado pela mesma ao processar a fruta em seus distintos estádios de maturação.

2 | OBJETIVO DO TRABALHO

Avaliar a tratabilidade de efluentes agroindustriais gerados no processamento da acerola em dois estádios distintos de maturação e em diferentes tempos de degradação, por meio de ensaios de biodegradabilidade anaeróbia para remoção de matéria orgânica e rendimento de metano.

3 | MATERIAIS E MÉTODOS

A NIAGRO – Nichirei do Brasil Agrícola Ltda. encontra-se em operação no distrito industrial de Petrolina- PE, tem como foco o processamento de acerola em dois estádios distintos de maturação – verde e madura – para extração do ácido ascórbico. Na figura 1 encontra-se a planta de geração de resíduos com o efluente estudado em destaque, que segundo Montefusco *et al.* (2017) dos efluentes gerados por tal processamento, foi o que apresentou maior capacidade teórica de gerar metano.

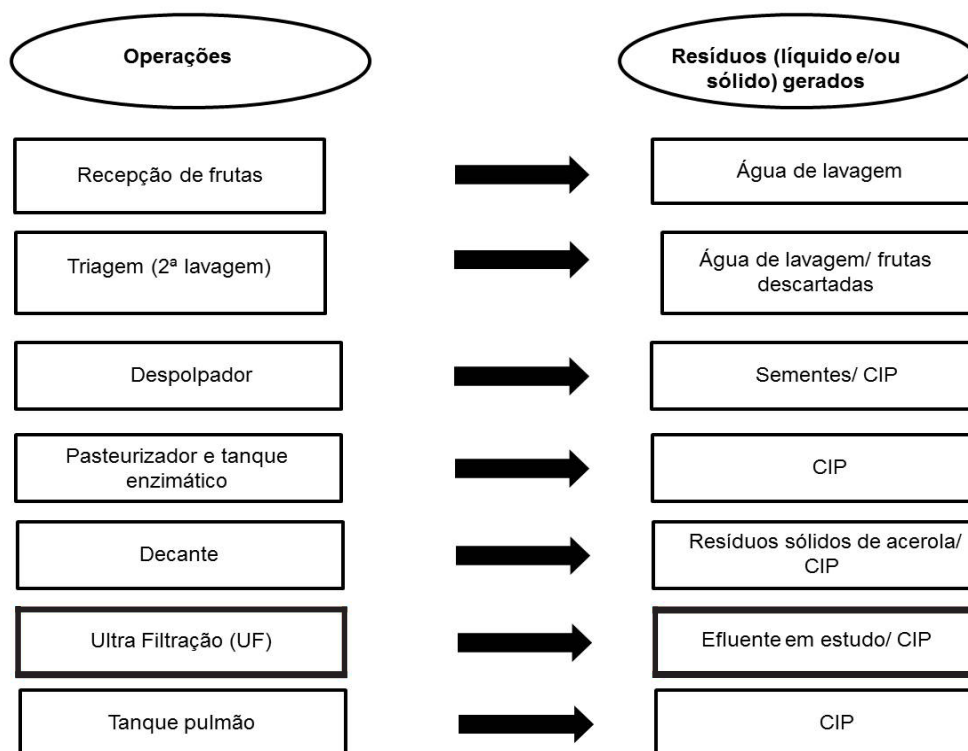


Figura 1 – Fluxograma da geração de resíduos pela agroindústria em estudo/ Autora.

As coletas foram realizadas em frasco de polietileno de 20 L na agroindústria e transportadas para o Laboratório de Engenharia Ambiental – LEA, da Universidade Federal do Vale do São Francisco – UNIVASF, que compõem a área de estudo conforme demonstrado na figura 2, onde foram acondicionadas em *freezer* a uma temperatura de 4 °C.

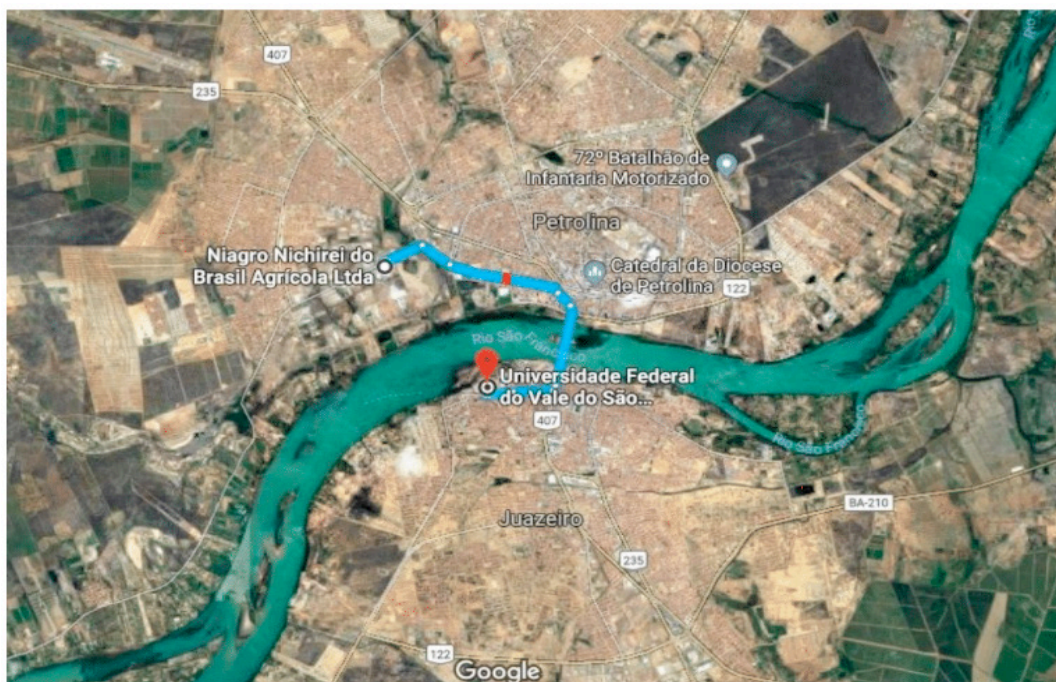


Figura 2 – Local de estudo/ Google maps

Os ensaios de biodegradabilidade foram conduzidos seguindo a metodologia dos frascos sacrifício de Amorim *et al.* (2013) que consiste no uso de frascos reatores de penicilina, onde utiliza-se inóculo, solução nutrientes e o efluente a ser estudado. Em cada bateria de análise, uma repetição de frascos, que é feita em quadruplicata é desprezada dando-se prosseguimento ao estudo com os demais frascos até a última quadruplicata analisada após 192 h de estudo de degradação. Com isso, foram analisados um total de 128 frascos, que possuíam 0,130 L de volume total, sendo adotado 20 % de headspace, resultando em 0,104 L de volume útil em cada frasco reator, conforme demonstrado na figura 3. Usou-se como inóculo o lodo do reator UASB que trata efluentes domésticos na ETE do bairro de Mangueira em Recife – PE, com 37 g SSV L⁻¹ e a uma concentração de 2 g SSV L⁻¹ em cada frasco. A solução nutriente foi preparada de acordo com Florêncio *et al.*, (1993). Os efluentes foram caracterizados conforme tabela 1. Os frascos foram incubados em estufa modelo Q316M4 a uma temperatura de 35 °C ± 2, sendo este dia de incubação o dia zero.



Figura 3 – Frascos reatores com 20 % de headspace/ Autora.

Os ensaios tiveram duração de 192 h, com medições diárias da produção de metano, análise de demanda química de oxigênio (DQO), ácidos graxos voláteis (AGV), alcalinidade total (AT) e pH em intervalos de 24, 48, 96, 144 e 192 h após montagem completa e lacre dos frascos (dia zero).

O metano produzido foi medido e seu rendimento calculado conforme equação 1 a seguir descrita em Cherninacho (2007). A taxa de produção de metano teórico T_{TCH_4} foi adotada conforme cálculos de Metcalf; Eddy (2003) e encontra-se na tabela 5.

$$R_{CH_4} = X \cdot 100 \quad (1)$$

Na qual,

R_{CH_4} : rendimento de metano em relação ao metano teórico (%)

V_{CH_4} : volume de metano efetivamente medido no experimento (L)

V_{TCH_4} : volume teórico de metano (L)

Parâmetro	Técnica analítica	Unidade
DQO	Colorimétrico	mg L ⁻¹
AGV	Kapp (1984)	mg HAc L ⁻¹
AT	Kapp (1984)	mg CaCO ₃ L ⁻¹
pH	Potenciométrico	-

Tabela 1 – Parâmetros utilizados para caracterização dos efluentes.

Os resultados foram submetidos ao teste estatístico ANOVA utilizando-se o *software* Sisvar versão 5.6 e teste de correlação de Pearson utilizando-se o *software* SigmaPlot versão 11.0.

4 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A caracterização dos efluentes verde e maduro estudados encontra-se na tabela 2.

	Eflu V	Eflu M
DQO (g L ⁻¹)	2,84	2,61
AGV (mg HAc L ⁻¹)	170,27	145,25
AT (mg CaCO ₃ L ⁻¹)	186	137,33
AGV/AT	0,92	1,06
pH	7,19	6,55

Tabela 2 – Caracterização dos efluentes utilizados nos ensaios de biodegradabilidade.

Em termos de caracterização, vale salientar a diferença apresentada entre o pH do efluente verde, que esteve em uma faixa de neutralidade, enquanto que o efluente da acerola madura apresentou um pH mais ácido. Nenhum dos dois efluentes apresentou uma relação AGV/AT conforme a literatura recomenda, que é no máximo de 0,8. Entretanto é possível notar que o efluente verde foi o que esteve mais próximo a essa faixa. Em termos de matéria orgânica expressa através dos valores de DQO, ambos os efluentes foram tratados em faixas próximas, garantindo assim a viabilidade da comparação dos resultados do tratamento entre os distintos efluentes.

A figura 4 mostra a eficiência de remoção de DQO obtida ao longo dos ensaios de biodegradabilidade com o efluente do processamento de acerola verde (a) e de acerola madura (b). Nota-se que para os dois efluentes o percentual de remoção foi satisfatório, mantendo-se sempre acima de 50 %.

Os resultados estão de acordo com Chernicharo (2007) que cita a larga aplicação da digestão anaeróbia para o tratamento de efluentes de indústrias agrícolas, alimentícias e de bebidas. O mesmo cita como uma vantagem do tratamento anaeróbio a tolerância a elevadas cargas orgânicas, como é o caso dos efluentes em estudo por Fabbri *et al.* (2014) ao analisarem a digestão anaeróbia de resíduos do processamento de alcachofra – também enquadrados como resíduos da indústria agrícola - previamente triturados, estudando a relação inóculo e substrato em frascos reatores em batelada e com DQO de 1,5 g L⁻¹ ao final do experimento encontraram remoções próximas a dessa pesquisa, cerca de 90 % para a maior quantidade de resíduos de alcachofra submetida a digestão anaeróbia.

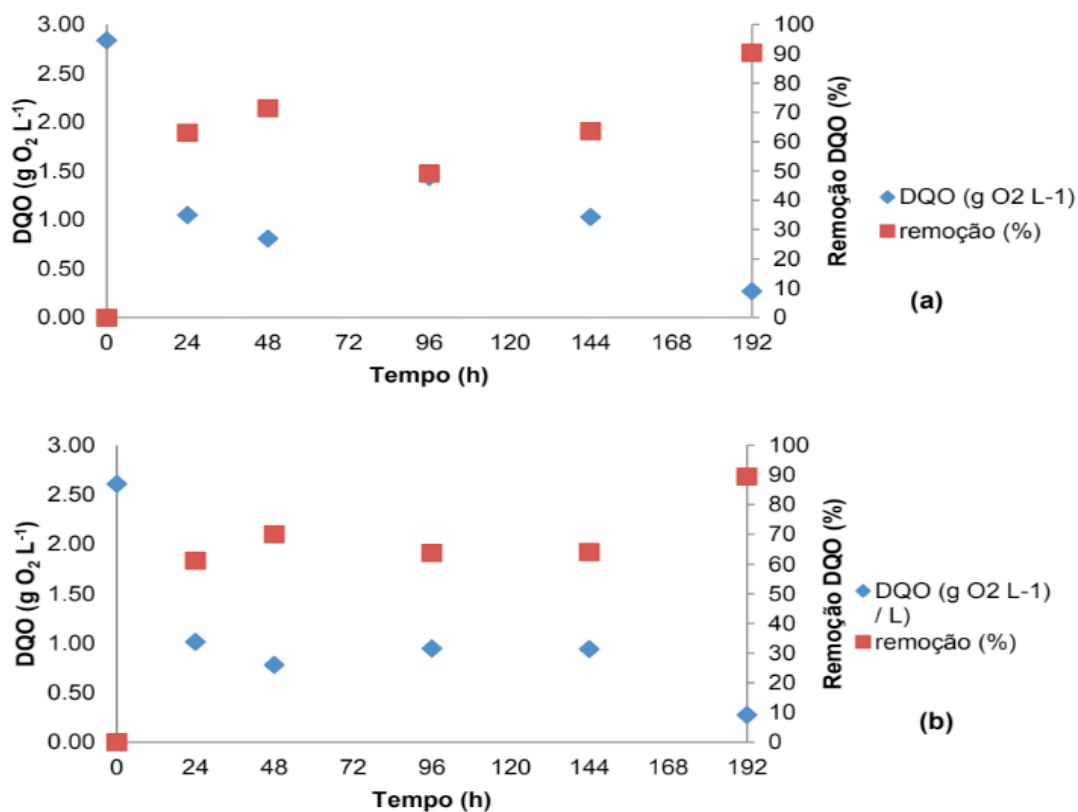


Figura 4 - Eficiência de remoção de DQO durante as 192 h de experimento com o efluente do processamento de acerola verde (a) e madura (b).

Estudos com outros resíduos agroindustriais obtiveram resultados semelhantes. Amorim (2015) que em estudo análogo, obteve 80 % de eficiência de remoção da DQO da manipueira em frascos reatores com mesma concentração de matéria orgânica sendo tratada por biomassa anaeróbia que a utilizada no presente estudo e Cremonez *et al.* (2016) ao estudar a digestão de um polímero de fécula de mandioca em biodigestores em escala laboratorial obtiveram 79 % de remoção de DQO.

Vale ainda salientar a proximidade dos resultados obtidos nessa pesquisa com a realizada por Arenas *et al.* (2012) que chegaram a encontrar 89 e 98 % de remoção de DQO ao estudarem a digestão anaeróbia de resíduos de frutas e verduras, o que segundo os autores se aproxima dos maiores valores de remoção da referida análise já citados na literatura.

Ao analisar o comportamento da DQO pelo teste de médias de Tukey, constatou-se que não houve interação significativa entre o tipo de efluente e o tempo de degradação. Ou seja, a DQO ao longo dos tempos de degradação teve o mesmo comportamento independente do efluente, apresentando médias de $736,81 \pm 40,02 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para o efluente da acerola verde e $867,66 \pm 40,02 \text{ mg O}_2 \text{ L}^{-1}$ para o efluente da acerola madura.

Quanto ao comportamento do pH observou-se que houve interação entre os dois fatores: tipo de efluente e tempo de degradação, havendo um comportamento distinto entre os tratamentos, conforme consta na tabela 3. Observou-se portanto, que apenas o efluente da acerola verde manteve-se dentro da faixa ideal de pH enquanto

que, o efluente maduro apresentou um caráter mais ácido. Em nenhum dos casos o pH apresentou interação significativa com o tempo. Ou seja, o tipo de efluente foi determinante para o comportamento apresentado pelo pH, entretanto, os tempos de degradação estudados não interferiram no comportamento desse parâmetro que manteve-se constante.

Tipo de efluente tratado	Tempo de degradação (h)									
	24		48		96		144		192	
	pH	AGV/AT	pH	AGV/AT	pH	AGV/AT	pH	AGV/AT	pH	AGV/AT
Verde	6,1 ± 0,13 (a)	1,2 ± 0,09 (b)	6,3 ± 0,02 (a)	1,2 ± 0,03 (b)	6,3 ± 0,08 (a)	1,2 ± 0,08 (b)	6,3 ± 0,06 (a)	1,1 ± 0,02 (b)	6,6 ± 0,08 (a)	0,6 ± 0,07 (b)
	5,4 ± 0,03 (b)	2,1 ± 0,08 (a)	5,2 ± 0,07 (b)	2,6 ± 0,19 (a)	5,1 ± 0,33 (b)	2,6 ± 0,08 (a)	5,2 ± 0,02 (b)	2,7 ± 0,05 (a)	5,2 ± 0,07 (b)	2,6 ± 0,13 (a)

Tabela 3 – Comportamento de pH e relação AGV/AT

pH = potencial hidrogeniônico; AGV/AT = relação de Ácidos Graxos Voláteis/Alcalinidade Total; diferentes letras minúsculas indicam diferenças significativas entre os tipos de efluente em cada tempo de degradação analisado pelo teste de Tukey (α 0,05); médias acompanhadas por desvio padrão (n=8).

Segundo Chernicharo (2007) o monitoramento e controle de pH em reatores anaeróbios visa principalmente, eliminar o risco de inibição de crescimento dos microrganismos metanogênicos pelos baixos valores de pH, sendo que valores abaixo de 6 são inibitórios à produção de metano. Entretanto, notou-se que mesmo em faixas de pH abaixo de 6, houve produção de metano nos frascos reatores que trataram o efluente do processamento da acerola madura.

O monitoramento da alcalinidade torna-se ainda mais importante do que o do pH, pois pequenas reduções do mesmo indicam alto consumo de alcalinidade, diminuindo a capacidade de tamponamento do meio (CHERNICHARO *et al.*, 2007). Nesse sentido, Amorim (2015) cita a importância da avaliação da relação AGV/AT, tendo em vista o significado que a mesma apresenta, sendo possível através dela identificar distúrbios na digestão anaeróbia.

Segundo Sant'Anna Jr. (2010) apud Amorim (2015) alguns autores recomendam que a relação AGV/AT esteja entre 0,06 e 0,2. Entretanto, Leifeld *et al.*, (2009) citam que apenas valores acima de 0,8 indicam distúrbios no sistema. Ao analisar a relação supracitada, conforme consta na tabela 3, os frascos reatores ao fim 192 h de tratamento do efluente verde foram os únicos que estiveram dentro do que Leifeld *et al.*, (2009) recomendam. Entretanto, ao comparar as médias dessa relação para o efluente verde, notou-se não haver diferença significativa em nenhum dos tempos de degradação analisados.

Com esses resultados constatou-se o que se encontra na literatura: a

necessidade de acompanhar prontamente esses parâmetros operacionais em caso do funcionamento do reator UASB, por serem pontos críticos do sistema. Valendo salientar que, o efluente resultante do processamento da acerola verde apresentou valores mais próximos ao recomendado na literatura para a relação AGV/AT.

Quanto às relações de Pearson, conforme demonstrado na tabela 4, o tempo teve correlação negativa tanto para a DQO do efluente verde, quanto para a DQO do efluente maduro. Em relação ao pH, o tempo apresentou correlação positiva para o efluente da acerola verde e não apresentou correlação significativa com o efluente maduro. A relação tempo com o parâmetro AGV/AT apresentou correlação para os dois tipos de efluentes, entretanto, com o verde houve correlação negativa, com o maduro, positiva.

A DQO do efluente verde apresentou correlação negativa com o pH enquanto que a DQO do efluente maduro não apresentou correlação. Isso difere do encontrado por Leal *et al.* (2015) que ao tratarem águas residuais da indústria de pesca em reatores anaeróbios encontraram uma correlação positiva para ambos os parâmetros citados acima.

	DQO-v	pH-v	AGV/AT-v	DQO-m	pH-m	AGV/AT-m
Tempo	-0,62*	0,78*	-0,84*	-0,71*	ns	0,55*
DQO-v		-0,81*	0,84*			
pH-v			-0,86*			
DQO-m						
pH-m						-0,52*

Tabela 4 – Coeficientes das relações de Pearson (r) entre o tempo de degradação ; a DQO do tipo de efluente (DQO-v, DQO-m), o pH por tipo de efluente (pH-v, pH-m) e a relação AGV/AT por efluente (AGV/AT-v, AGV/AT-m).

* significativo a 1%, ns: não significativo

DQO-v: demanda química de oxigênio do efluente de acerola verde; pH-v: pH do efluente de acerola verde; AGV/AT-v: relação AGV/AT efluente de acerola verde; DQO-m: demanda química de oxigênio do efluente de acerola madura; pH-m: pH do efluente de acerola madura; AGV/AT-m: AGV/AT do efluente de acerola madura.

No que se refere a produção de metano, observou-se que para o efluente maduro a produção diária foi maior que o efluente verde, resultando em um total de 59,51 mL de metano gerado durante os ensaios, com uma produção 7,44 mL d⁻¹ para o efluente maduro e 39,31 mL de produção total de metano com geração de 4,91 mL d⁻¹ para o efluente verde.

A produção de metano no efluente da acerola madura deu-se a partir das primeiras 24 h de degradação, enquanto que no efluente verde a partir de 48 h. Os resultados obtidos para o efluente de acerola verde diferem dos encontrados por Amorim (2015) e Cremonez *et al.* (2016) que ao estudarem a digestão anaeróbia de maniveira e polímero orgânico de fécula de mandioca, respectivamente, encontraram produção de biogás desde as horas iniciais do experimento.

Em termos de taxa de produção de metano, os resultados obtidos nesse estudo (0,330 e 0,221 L CH₄ g⁻¹ DQO_{rem}⁻¹), apresentados na tabela 8, foram semelhantes aos encontrados por Elbeshbishy e Nakla (2012), Çelik e Demirer (2015) e Cremonez *et al.* (2016) que encontraram valores entre 0,246 – 0,315, 0,213,4 e 0,161 – 0,319 L de CH₄ . g⁻¹ DQO_{rem}, respectivamente, quando estudaram a co-digestão de albumida de soro bovino e carboidrato de amido, águas residuais do descascamento de pistache termicamente pré-tratadas e polímero orgânico de fécula de mandioca.

No que se refere ao rendimento de metano nesse experimento, obteve-se valores de 84 % para o efluente de acerola madura e 51 % para acerola verde, conforme tabela 5. Esses dados estão em consonância com Khan *et al.* (2015) que cita os resíduos da agroindústria de frutas cítricas como potenciais fontes de geração de biocombustíveis.

Tendo em vista os resultados satisfatórios tanto em relação a remoção de DQO quanto produção de metano, e embora o fator efluente não tenha sido significativo quanto ao critério de remoção de matéria orgânica em termos de DQO, os demais parâmetros que apresentaram diferenças fizeram com que os autores optassem por continuar o estudo de biodegradação anaeróbia, com apenas um efluente sendo tratado por reator UASB em escala de bancada e leito de lodo fixo, que segundo Arenas *et al.* (2012) fornece melhor transferência de biomassa para produção de biogás.

Vale ainda salientar que os dados de medição para a produção de metano no efluente da acerola verde podem ter sofrido com possíveis vazamentos, o que explicaria a mesma remoção de matéria orgânica em termos de DQO e a diferença estatísticas em termos de produção de metano.

Efluente	V _{TCH₄} (L)	V _{CH₄} (L)	R _{TCH₄} (%)	T _{TCH₄} (L CH ₄ g ⁻¹ DQO rem)	T _{CH₄} (L CH ₄ g ⁻¹ DQO rem)	RCH ₄ (%)
Maduro	0,070	0,059	88,5	0,394	0,330	88,4
Verde	0,076	0,039	55,2	0,394	0,201	55,1

Tabela 5 – Rendimento e taxa de metano nos ensaios de biodegradabilidade.

V_{TCH₄}: volume teórico de metano; V_{CH₄}: volume medido de metano; R_{TCH₄}: rendimento de metano em relação ao metano teórico; T_{TCH₄}: taxa de produção de metano teórica; T_{CH₄}: taxa de produção de metano obtida neste experimento; R_{CH₄}: rendimento de metano em relação a taxa de produção teórica.

5 | CONCLUSÃO

Os ensaios de biodegradabilidade demonstraram não haver diferença significativa de remoção de carga orgânica entre os efluentes da acerola verde (90,28 %) e da acerola madura (89,48 %);

Houve interação entre o comportamento do pH e relação AGV/AT com o tipo de efluente estudado;

A DQO de ambos os efluentes apresentou correlação negativa com o tempo. Em

termos de pH apenas o efluente verde demonstrou correlação com o tempo, sendo esta positiva. As relações AGV/AT foram significativas com o tempo de degradação para os dois efluentes em estudo. Entretanto, essa correlação foi negativa para o efluente verde e positiva para o efluente maduro.

O efluente da acerola madura apresentou rendimento de metano de 84 % enquanto que o da acerola verde apresentou rendimento de 51 %.

6 | APOIO

Niagro - Nichirei do Brasil Agrícola Ltda.

REFERÊNCIAS

- AMORIM, S. M.; KATO, M. T.; FLORENCIO, L.; GAVAZZA, S. Influence of redox mediators and electron donors on the anaerobic removal of color and chemical oxygen demand from textile effluent. **Clean – soil, air, water**, v. 41, n. 9, p. 928-933, 2013.
- AMORIM, F.; FIA, R.; FRANÇA, F. A.; TERRA, L. M.; FIA, F. R. L. Unidades Combinadas RAFA-SAC para tratamento de água residuária de suinocultura – Parte I carga orgânica removida. **Eng. Agri.**, v. 35, n. 6, p. 1149-1159, 2015.
- AQUINO, S. F., CHERNICHARO, C. A. L. Acúmulo de ácidos graxos voláteis (AGVs) em reatores anaeróbios sob estresse: causas e estratégias de controle. **Engenharia Sanitária e Ambiental**, v.10, n. 2, p.152-161, 2005
- ARENAS, L. P.; ESCALANTE, H.; COMBARIZA, M. Y. Comparative study for methanogenic stage of anaerobic digestion to organic fraction of fruit and vegetable municipal wastes treatment. **Rev. Ion.**, n. 25, v. 1, p. 89-96, 2012.
- BRUNO, M.; OLIVEIRA, R. A. de; Tratamento anaeróbio de águas residuárias do beneficiamento de café por via úmida em reatores UASB em dois estágios. **Eng. Agric.**, v. 28, p. 364-377, 2008.
- CALGARO, M.; BRAGA, M. B. **Coleção Plantar: A cultura da acerola**. 3 Ed. Brasília: Embrapa, 2012.150 p.
- ÇELIK, I. & DEMIRER, G. N. Biogas production from pistachio (*Pistacia vera* L.) processing waste. **Biocatalysis and Agricultural Biotechnology**, v. 4, p, 767-772, 2015.
- CHERNICHARO, C. A. de L. **Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias: Reatores Anaeróbios**. 2. Ed. Belo Horizonte: Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, 2007. 380 p.
- CREMONEZ, P. A.; TELEKEN, J. G.; FEIDEN, A.; ROSSI, E.; SOUZA, S. M.; TELEKEN, J.; DIETER, J.; ANTONELLI, J. Biodigestão anaeróbia de polímero orgânico de fécula de mandioca. **Revista de Ciências Agrárias**, v. 39, n. 1, p. 122-133, 2016.
- ELBESHBIHY, E. e NAKHLA, G. Batch anaerobic co-digestion of proteins and carbohydrates. **Bioresearch Technology**, v. 116, p.170-178, 2012.
- FABBRI, A.; SERRANTI, S.; BONIFAZI, G. Biochemical methane potential (BMP) of artichoke waste: The inoculum effect. **Waste Management & Research**, v. 32, n. 3, p. 207-214, 2014.
- FREITAS, C. A. S.; MAIA, G. A.; COSTA, J. M. C.; FIGUEIREDO, R. W.; SOUSA, P. H. M. Acerola: produção, composição, aspectos nutricionais e produtos. **R. Bras. Agrociência**, v. 12, n. 4, p. 395 –

400, 2006.

KHAN, N.; ROES-HILL, M.; WELZ, P. J.; GRANDIN, K. A.; KUDANGA, T.; DYK, J. S. V.; OHLHOFF, C.; ZYL, W. H. E.; PLETSCHE, B. I. Fruit waste streams in South Africa and their potential role in developing a bio-economy. **South Africa Journal of Science**, v. 111, n. 5/6, p. 1-11, 2015.

LEAL, J. C. M.; PANTA, C. A. C.; FERRÍN, A. I. V.; CABO, P. A. G.; RODRÍGUEZ, L. M. Z. Tratamiento de aguas residuales de una industria procesadora de pescado em reactores anaeróbicos discontinuos. **Ciencia e Ingeniería Neogradina**, v. 25, n. 1. p. 27-42, 2015.

LEIFELD, V.; RIVAS, L. M. C. G; BARANA, A. C. Comparação entre filtros biológicos anaeróbios para o tratamento de efluentes de abatedouro com diferentes sistemas de alimentação. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 1, p. 102, 2009.

METCALF; EDDY. **Wastewater engineering: treatment and reuse**. 4 ed. New York: McGraw-Hill, 1771 p., 2003.

MONTEFUSCO N.E.G.; BARROS, E. S.; MATTOS, R. S.; SILVA, W.; AMORIM, M.
· C. Caracterização e potencial geração de metano por efluente da agroindústria da acerola. **Gestão Integrada de Resíduos**. v. 3, p. 122 – 125. Campina Grande: UFCG, 2018. Ebook. ISBN 978-85-60307-31-9. Disponível em: < <https://drive.google.com/file/d/1ZNATW8xtiPwmV4jlybhueC5DAOS24mnw/view>>. Acesso em: 10/12/2017.

BIOENSAIOS DE TOXICIDADE AGUDA COM SEMENTES DE *Lactuca sativa* UTILIZANDO O SULFATO FERROSO

Geórgia Peixoto Bechara Mothé

Universidade Estácio de Sá, Macaé – RJ

Camila de Miranda Pereira Corrêa

Universidade Estácio de Sá, Macaé – RJ

Glacielen Ribeiro de Souza

Universidade Estácio de Sá, Macaé – RJ

Jader José dos Santos

Universidade Estácio de Sá, Macaé – RJ

Ruann Carlos Marques Rodrigues da Silva

Universidade Estácio de Sá, Macaé – RJ

Aline Chaves Intorne

Instituto Federal do Rio de Janeiro – IFRJ

RESUMO: O presente estudo é motivado pela crescente contaminação do meio ambiente por meio de substâncias tóxicas, a dificuldade de determinar fontes potencialmente poluidoras e a importância da remediação ambiental. Essas preocupações propõem que haja testes de toxicidade com o propósito de avaliar os potenciais danos ambientais e obter prognóstico das causas a distintos ecossistemas. Para esses bioensaios é necessário escolher uma semente que tenha características favoráveis, como a *Lactuca sativa* L. A substância utilizada no presente trabalho foi o ferro, embora seja um micronutriente essencial, quando em excesso pode causar redução no crescimento e, conseqüentemente, na produtividade das plantas, ou ainda, inibição total da germinação

de sementes. Esses sintomas variam de acordo com a concentração no qual as sementes são expostas, o que poderá ser observado no decorrer deste trabalho.

PALAVRAS-CHAVE: Bioensaios; Toxicidade; Ferro; Germinação de sementes; *Lactuca sativa* L.

ABSTRACT: This study is motivated by the increasing environmental contamination by toxic substances, the difficulty to determine potentially polluting sources and the importance of environmental remediation. These concerns suggest that toxicity tests are necessary for the purpose of assessing potential environmental damage and the prognosis of causes to different ecosystems. For these bioassays it is necessary to choose a seed that has favorable characteristics, such as *Lactuca sativa* L. The substance used in this study was iron, although it is an essential micronutrient, when in excess it can cause reduction in plants growth and, consequently, plants productivity, or even total inhibition of seed germination. These symptoms vary according to the concentration at which the seeds are exposed, which may be observed during the course of this work.

KEYWORDS: Bioassays; Toxicity; Iron; Seed germination; *Lactuca sativa* L.

1 | INTRODUÇÃO

A Ecotoxicologia é a ciência que analisa as implicações das substâncias tóxicas sobre o meio ambiental com o intuito de impedir, prevenir ou controlar determinada intoxicação e propor soluções para estes eventos (CASTRO, 2013).

Os testes de ecotoxicidade permitem avaliar a contaminação ambiental por diversas fontes poluidoras, assim como, determinar a resultante de seus efeitos. Um dos desafios é identificar potenciais fontes de contaminantes, tal como conhecer as possíveis interações, transformações e destino que estes contaminantes podem ter no ambiente para realizar uma predição segura dos efeitos tóxicos que podem causar a diferentes ecossistemas (ZAGATTO *et al*, 2008).

A Ecotoxicologia busca definir limites aceitáveis de toxicidade por meio de protótipos de testes de toxicidade que possam vir a ser utilizados como limite guia para chegar a uma determinante (HOFFMAN *et al*, 2002; *apud* CASTRO, 2013). Esses testes são utilizados para avaliar os potenciais efeitos antagônicos de substâncias tóxicas sobre organismos de diferentes ecossistemas.

Os testes de toxicidade aguda têm como finalidade avaliar a ocorrência de efeitos severos e rápidos sobre os organismos, como a mortalidade e/ou imobilidade dos espécimes expostos (CASTRO, 2013). De forma geral, esses testes permitem estimar a dose ou a concentração que uma dada substância tóxica poderia provocar um efeito tóxico específico mensurável a um organismo teste ou população em um tempo de exposição relativamente curto em relação à vida do organismo.

Para a avaliação da toxicidade vêm sendo cada vez mais aplicado os ensaios de germinação com sementes de diversas plantas superiores, tais como *Lactuca sativa*, popularmente conhecida como alface. Estes ensaios são utilizados na avaliação de potenciais danos ambientais devido ao seu custo relativamente baixo, a curta duração dos ensaios e a sensibilidade que estes organismos teste apresentam a substâncias tóxicas (CASTRO, 2013).

A semente de *L. sativa* tem características ideais para a realização de bioensaios, uma vez que estas dispõem de um ciclo de vida curto, tem grande importância agrônômica e o seu cultivo se propaga em quase todo mundo (FERREIRA, 2007). Os ensaios biológicos são realizados no decorrer dos primeiros dias de seu desenvolvimento nos quais sucedem uma sequência de processos fisiológicos fundamentais e a presença de uma substância tóxica pode ocasionar efeitos adversos (CASTRO, 2013).

O Ferro (Fe) é essencial para o crescimento e desenvolvimento das plantas. No entanto, quando em excesso pode provocar estresse oxidativo levando a um crescimento reduzido e, por conseguinte, a diminuição da produtividade da planta (JUCOSKI, 2011). Plantas submetidas a concentrações tóxicas de Fe, geralmente, apresentam indícios ópticos típicos como o amarelecimento/bronzeamento foliar, inicialmente as mais velhas; e com formação/deposição de pigmentos amarronzados que resultam em escurecimento do sistema radicular; existe ainda, atenuação do

crescimento e, em casos mais severos, à morte da planta (PONNAMPERUMA, 1972 *apud* JUCOSKI, 2011).

A toxidez causada por excesso de Fe, na solução do solo ou em solução de cultivo hidropônico resultam, quase sempre, em desbalanços nutricionais provocando deficiência de nutrientes essenciais como P, K, Ca e Mg e toxidez (MÜLLER, 2011).

No presente trabalho, iremos analisar os efeitos da exposição a concentrações de sulfato ferroso em sementes de *Lactuca sativa* L.

2 | MATERIAIS E MÉTODOS

Os dois bioensaios de toxicidade foram realizados no Laboratório Ambiental da Universidade Estácio de Sá (UNESA, Macaé-RJ). Para a realização do primeiro ensaio foi utilizado placas de Petri contendo papel filtro, saturado com água destilada. Em seguida, 20 (vinte) sementes de *Lactuca sativa* foram dispostas de forma equidistante na base de cada placa de Petri. Foi adicionado 1 ml de sulfato ferroso (FeSO_4) nas concentrações 1%; 5% e 10%, exceto nas placas de Controle, previamente identificadas. As placas de Petri foram vedadas com plástico filme e incubadas a temperatura de $22 \pm 2^\circ\text{C}$ por um período de sete dias em um ambiente 12h claro 12h escuro. Após esse período de incubação verificou-se o número de sementes que germinaram. No segundo ensaio, repetiu-se a metodologia do ensaio anterior, alterando apenas as concentrações de sulfato ferroso para 0,1%, 0,5% e 0,01%.

3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

Observa-se na TABELA 1, que as sementes expostas às concentrações de 1%, 5% e 10% de sulfato ferroso houve inibição total da germinação. As sementes apresentaram coloração amarelada, considera-se que seja um sintoma de toxicidade ao FeSO_4 (JUCOSKI, 2011). De acordo com Camargo; Freitas (1985) esses sintomas podem variar de acordo com a cultura teste ou o período de desenvolvimento no qual se encontra as sementes e/ou plantas. As sementes das placas de controle germinaram, demonstrando a sensibilidade das sementes de *L. sativa* aos demais tratamentos.

Tratamento	% Concentração de FeSO_4			
	Controle	1%	5%	10%
1	16	0	0	0
2	15	0	0	0
3	17	0	0	0

Tabela 1 – Índice De Germinação De Sementes De Alface (*Lactuca Sativa*) Em Diferentes Concentrações De Sulfato Ferroso Obtidos No Primeiro Bioensaio.

Verificou-se que nos tratamentos com 0,01% (TABELA 2; FIGURA 1), houve uma maior tolerância ao nível de toxicidade de sulfato ferroso (FeSO_4). Com menores percentuais de FeSO_4 não ocorreu diferença significativa no comprimento da radícula em relação ao controle (TAKASHINA,2013). Já nas concentrações 0,1% e 0,5%, houve inibição da germinação, sendo que, algumas sementes mostraram sinais de desenvolvimento, no entanto, o crescimento da radícula foi retardado.

Tratamento	% Concentração de FeSO_4			
	Controle	0,01%	0,10%	0,50%
1	16	11	0	0
2	16	17	0	0
3	16	0	0	0

Tabela 2 – Índice De Germinação De Sementes De Alface (*Lactuca Sativa*) Em Diferentes Concentrações De Sulfato Ferroso Obtidos No Segundo Bioensaio.

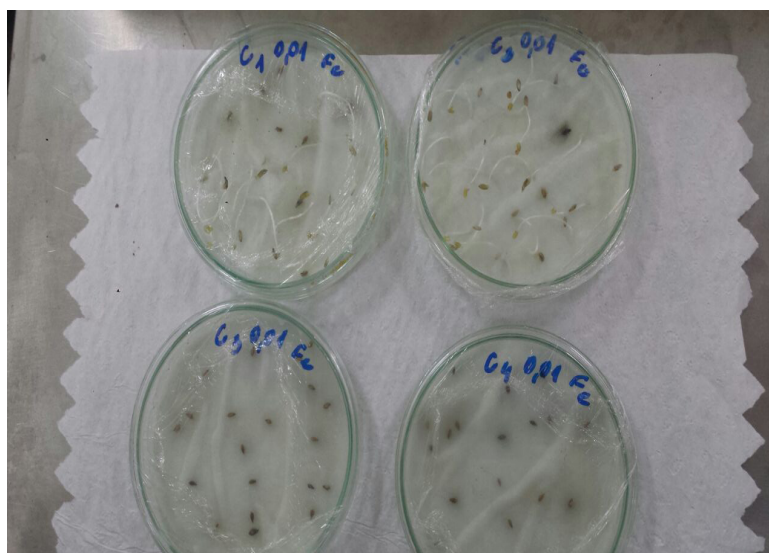


Figura 1 – Germinação De Sementes De Alface (*Lactuca Sativa*) Na Concentrações 0,01% De Sulfato Ferroso.

Todos os tratamentos mostram sintomas típicos de toxidez, umas mais evidentes que outras, variando de acordo com a concentração. Além da inibição total e/ou parcial da germinação, apresentaram coloração amarelo/amarronzada. Segundo Jucoski (2016), esses sintomas apresentados estão relacionados, também, ao tempo de exposição aos tratamentos. Pode ser verificado, no GRÁFICO 1, a Curva de tendência para índice de germinação da semente de alface (*Lactuca sativa* L.) sob diferentes concentrações de FeSO_4 .

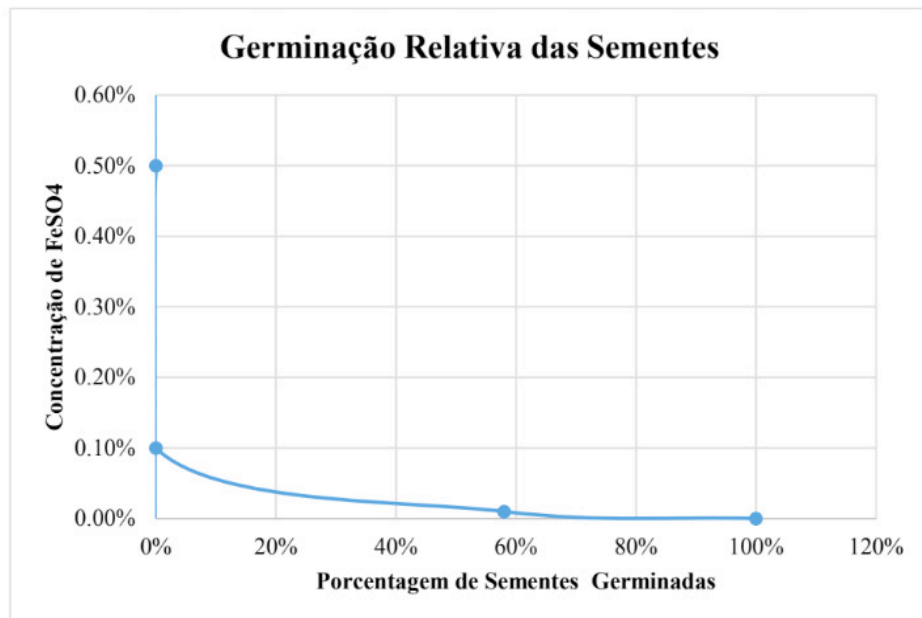


Gráfico 1 – Curva De Concentração Para Índice De Germinação De *L.sativa*.

4 | CONCLUSÃO

Verificou-se que apenas a concentração 0,01% de FeSO₄ foi favorável para a germinação das sementes de *Lactuca sativa*. Na concentração de 0,1% observamos a tendência de diminuição no índice de sementes germinadas, a concentração de 0,5% apresentou também redução no índice de crescimento da radícula, a partir da concentração de 1%, verificou-se a inibição total da germinação das sementes. Em todas as concentrações analisadas, o contaminante mostrou-se tóxico às sementes, pode-se observar a partir dos sintomas e o desenvolvimento apresentado. Ao aumentar essas concentrações os sintomas se tornaram mais evidentes e com isso as sementes apresentaram, visivelmente, inibição na germinação.

REFERÊNCIAS

- AZEVEDO, F.A.; CHASIN, A.A.M. 2003. **As bases toxicológicas da Ecotoxicologia**. Editora Rima, São Paulo, São Carlos. 340p.
- CAMARGO, C.E.O. ; FREITAS, J.G. Tolerância de cultivares de trigo a diferentes níveis de ferro em solução nutritiva. **Bragantia**, Campinas, 44(1): 65-75, 1985.
- CASTRO, F.J. **Avaliação Ecotoxicológica dos Percolados da Colunas de Cinza de Carvão e de Solos com Cinzas de Carvão Utilizando Lactuca sativa e Daphnia similis como Organismo Teste**. 2013.106 f. Dissertação de Mestrado em Ciências na Área de Tecnologia Nuclear – Instituto de Pesquisas Energéticas e Nucleares, São Paulo.
- FERREIRA, A.L.N. **Exposição de Crômio em alface: acumulação e efeitos na fisiologia e genotoxicidade**. Dissertação (Mestrado). Departamento de Biologia Universidade de Aveiro, 2007.
- JUCKOSKI, G.O. (2011). **Toxicidade de ferro e metabolismo antioxidativo em Eugenia uniflora L.**

Tese de Doutorado em Fisiologia Vegetal – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG. 124p.

JUCKOSKI, G.O. *et al.* Excesso de ferro sobre o crescimento e a composição mineral em *Eugenia uniflora* L. **Revista Ciência Agronômica**. v. 47, n. 4, p. 720-728, out-dez, 2016.

MÜLLER, C. (2011). **Resposta Fotossintética à Toxidez de Ferro em diferentes cultivares de arroz**. Tese de Doutorado em Fisiologia Vegetal – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, MG.

SCHVARTSMAN, S. 1991. **Intoxicações agudas**. 4ª Ed. Sarvier, São Paulo. 335p.

ZAGATTO, P.A. **Ecotoxicologia Aquática: Princípios e Aplicações** In: ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. (Editores) Ecotoxicologia. São Carlos, São Paulo: Rima, 2008.

SOBRE O ORGANIZADOR

Alan Mario Zuffo - Engenheiro Agrônomo (Universidade do Estado de Mato Grosso – UNEMAT/2010), Mestre em Agronomia – Produção Vegetal (Universidade Federal do Piauí – UFPI/2013), Doutor em Agronomia – Produção Vegetal (Universidade Federal de Lavras – UFLA/2016). Atualmente, é professor visitante na Universidade Federal do Mato Grosso do Sul – UFMS no Campus Chapadão do Sul. Tem experiência na área de Agronomia – Agricultura, com ênfase em fisiologia das plantas cultivadas e manejo da fertilidade do solo, atuando principalmente nas culturas de soja, milho, feijão, arroz, milheto, sorgo, plantas de cobertura e integração lavoura pecuária. E-mail para contato: alan_zuffo@hotmail.com

Agência Brasileira do ISBN
ISBN 978-85-7247-250-0

