

**HELENTON CARLOS DA SILVA  
(ORGANIZADOR)**

**GESTÃO DE  
RECURSOS HÍDRICOS E  
SUSTENTABILIDADE 4**



**Helenton Carlos da Silva**

(Organizador)

# **Gestão de Recursos Hídricos e Sustentabilidade**

**4**

**Atena Editora**

**2019**

2019 by Atena Editora  
Copyright © Atena Editora  
Copyright do Texto © 2019 Os Autores  
Copyright da Edição © 2019 Atena Editora  
Editora Executiva: Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira  
Diagramação: Geraldo Alves  
Edição de Arte: Lorena Prestes  
Revisão: Os Autores

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

### **Conselho Editorial**

#### **Ciências Humanas e Sociais Aplicadas**

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  
Prof. Dr. Constantino Ribeiro de Oliveira Junior – Universidade Estadual de Ponta Grossa  
Profª Drª Cristina Gaio – Universidade de Lisboa  
Prof. Dr. Deyvison de Lima Oliveira – Universidade Federal de Rondônia  
Prof. Dr. Gilmei Fleck – Universidade Estadual do Oeste do Paraná  
Profª Drª Ivone Goulart Lopes – Istituto Internazionele delle Figlie de Maria Ausiliatrice  
Prof. Dr. Julio Candido de Meirelles Junior – Universidade Federal Fluminense  
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  
Prof. Dr. Urandi João Rodrigues Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará  
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande  
Prof. Dr. Willian Douglas Guilherme – Universidade Federal do Tocantins

#### **Ciências Agrárias e Multidisciplinar**

Prof. Dr. Alan Mario Zuffo – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul  
Prof. Dr. Alexandre Igor Azevedo Pereira – Instituto Federal Goiano  
Profª Drª Daiane Garabeli Trojan – Universidade Norte do Paraná  
Prof. Dr. Darllan Collins da Cunha e Silva – Universidade Estadual Paulista  
Prof. Dr. Fábio Steiner – Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul  
Profª Drª Girlene Santos de Souza – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia  
Prof. Dr. Jorge González Aguilera – Universidade Federal de Mato Grosso do Sul  
Prof. Dr. Ronilson Freitas de Souza – Universidade do Estado do Pará  
Prof. Dr. Valdemar Antonio Paffaro Junior – Universidade Federal de Alfenas

#### **Ciências Biológicas e da Saúde**

Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás  
Prof.ª Dr.ª Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina  
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria  
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará

Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte  
Profª Drª Raissa Rachel Salustriano da Silva Matos – Universidade Federal do Maranhão  
Profª Drª Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa  
Profª Drª Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande

### **Ciências Exatas e da Terra e Engenharias**

Prof. Dr. Adélio Alcino Sampaio Castro Machado – Universidade do Porto  
Prof. Dr. Eloi Rufato Junior – Universidade Tecnológica Federal do Paraná  
Prof. Dr. Fabrício Menezes Ramos – Instituto Federal do Pará  
Profª Drª Natiéli Piovesan – Instituto Federal do Rio Grande do Norte  
Prof. Dr. Takeshy Tachizawa – Faculdade de Campo Limpo Paulista

### **Conselho Técnico Científico**

Prof. Msc. Abrãao Carvalho Nogueira – Universidade Federal do Espírito Santo  
Prof. Dr. Adaylson Wagner Sousa de Vasconcelos – Ordem dos Advogados do Brasil/Seccional Paraíba  
Prof. Msc. André Flávio Gonçalves Silva – Universidade Federal do Maranhão  
Prof.ª Drª Andreza Lopes – Instituto de Pesquisa e Desenvolvimento Acadêmico  
Prof. Msc. Carlos Antônio dos Santos – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Prof. Msc. Daniel da Silva Miranda – Universidade Federal do Pará  
Prof. Msc. Eliel Constantino da Silva – Universidade Estadual Paulista  
Prof.ª Msc. Jaqueline Oliveira Rezende – Universidade Federal de Uberlândia  
Prof. Msc. Leonardo Tullio – Universidade Estadual de Ponta Grossa  
Prof.ª Msc. Renata Luciane Polsaque Young Blood – UniSecal  
Prof. Dr. Welleson Feitosa Gazel – Universidade Paulista

<b>Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP) (eDOC BRASIL, Belo Horizonte/MG)</b>	
G393	Gestão de recursos hídricos e sustentabilidade 4 / Organizador Helenton Carlos da Silva. – Ponta Grossa, PR: Atena Editora, 2019. – (Gestão de Recursos Hídricos e Sustentabilidade; v. 4)  Formato: PDF Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader Modo de acesso: World Wide Web Inclui bibliografia ISBN 978-85-7247-668-3 DOI 10.22533/at.ed.683192709  1. Desenvolvimento de recursos hídricos. 2. Política ambiental – Brasil. 3. Sustentabilidade. I. Silva, Helenton Carlos da. II. Série.  CDD 343.81
<b>Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422</b>	

Atena Editora  
Ponta Grossa – Paraná - Brasil  
[www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)  
contato@atenaeditora.com.br

## APRESENTAÇÃO

A obra “*Recursos Hídricos e Sustentabilidade 3*” publicada pela Atena Editora apresenta, em seus 48 capítulos, discussões de diversas abordagens acerca da sustentabilidade e dos recursos hídricos brasileiros.

A busca por fontes alternativas de água têm se tornado uma prática cada vez mais necessária, como uma alternativa socioambiental responsável, no sentido de reduzir a demanda exclusiva sobre os mananciais superficiais e subterrâneos, tendo em vista que o intenso processo de urbanização tem trazido efeitos negativos aos recursos hídricos, em sua dinâmica e qualidade.

As águas subterrâneas representam água doce de fácil acesso, e muitas vezes, as únicas opções para abastecimento de água potável. Em geral, possuem melhor qualidade devido às interações com o solo durante a percolação. Porém, em áreas urbanas, diversas atividades comprometem sua qualidade e demanda, como instalação de fossas negras, esgotos domésticos sem tratamento ou com tratamento inadequado, disposição inadequada de resíduos sólidos, impermeabilização de zonas de recarga, armazenamento de produtos perigosos em tanques subterrâneos ou aéreos sem bacia de contenção, dentre outros.

O estudo das águas subterrâneas, com a globalização, assume uma importância cada vez mais expressiva, visto que é entendido como um instrumento capaz de prover solução para os problemas de suprimento hídrico. Através de determinadas ferramentas é possível sintetizar o espaço geográfico e aprimorar o estudo deste recurso.

Tem-se ainda a infiltração de água no solo, que pode ser definida como o processo com que a água infiltra na superfície para o interior do solo, podendo ser definida como o fenômeno de penetração da água e redistribuição através dos poros ao longo do perfil. A vegetação possui efeito na dinâmica de umidade do solo, tanto diretamente como através da interação com outros fatores do solo.

Dentro deste contexto podemos destacar o alto consumo de água em edificações públicas, em razão da falta de gestão específica sobre o assunto, onde a ausência de monitoramento, de manutenção e de conscientização dos usuários são os principais fatores que contribuem para o excesso de desperdício. Faz-se necessária, então, a investigação do consumo real de água nos prédios públicos, mais precisamente os de atendimento direto aos cidadãos, efetuando-se a comparação do consumo teórico da população atendida (elaborado no projeto da edificação) com o consumo real, considerando o tempo médio de permanência desse público no imóvel, bem como as peculiaridades de cada atendimento, tendo como exemplo o acompanhante da pessoa atendida, bem como casos de perícia médica.

Neste sentido, este livro é dedicado aos trabalhos relacionados aos recursos hídricos brasileiros, compreendendo a gestão destes recursos, com base no reaproveitamento e na correta utilização dos mesmos. A importância dos estudos

dessa vertente é notada no cerne da produção do conhecimento, tendo em vista o volume de artigos publicados. Nota-se também uma preocupação dos profissionais de áreas afins em contribuir para o desenvolvimento e disseminação do conhecimento.

Os organizadores da Atena Editora agradecem especialmente os autores dos diversos capítulos apresentados, parabenizam a dedicação e esforço de cada um, os quais viabilizaram a construção dessa obra no viés da temática apresentada.

Por fim, desejamos que esta obra, fruto do esforço de muitos, seja seminal para todos que vierem a utilizá-la.

Helenton Carlos da Silva

## SUMÁRIO

<b>CAPÍTULO 1</b> .....	<b>1</b>
QUALIDADE DA ÁGUA E PERCEPÇÃO AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO NA FOZ DO RIO SÃO FRANCISCO	
Karina Ribeiro da Silva Maria Hortência Rodrigues Lima Thiago Herbert Santos Oliveira Wendel de Melo Massaranduba Weslei Almeida Santos Antenor de Oliveira Aguiar	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927091</b>	
<b>CAPÍTULO 2</b> .....	<b>10</b>
APLICAÇÃO DE FERRAMENTAS ANALÍTICAS PARA AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE CULTIVARES DE CAMARÃO NA REGIÃO DO BAIXO SÃO FRANCISCO	
Gustavo Andrade Araujo Oliveira Igor Santos Silva José Augusto Oliveira Junior Cristiane da Cunha Nascimento Marcos Vinicius Teles Gomes Carlos Alexandre Borges Garcia Silvânio Silvério Lopes da Costa	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927092</b>	
<b>CAPÍTULO 3</b> .....	<b>18</b>
ESTIMATIVA DA VELOCIDADE DE INFILTRAÇÃO BÁSICA DA ÁGUA NO SOLO, PEDRINHAS-SE	
Thassio Monteiro Menezes da Silva Frankilin Santos Modesto Camila Conceição dos Santos Rocha	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927093</b>	
<b>CAPÍTULO 4</b> .....	<b>24</b>
SALINIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO CARIRA: UMA AVALIAÇÃO GEOQUÍMICA USANDO RAZÕES IÔNICAS	
Eveline Leal da Silva Adnivia Santos Costa Monteiro Lucas Cruz Fonseca Lúcia Calumby Barreto Macedo José do Patrocínio Hora Alves	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927094</b>	
<b>CAPÍTULO 5</b> .....	<b>31</b>
SIMULAÇÃO NUMÉRICA DO AMORTECIMENTO DE ONDAS EM RESERVATÓRIO DE BARRAGENS	
Adriana Silveira Vieira Germano de Oliveira Mattosinho Geraldo de Freitas Maciel,	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927095</b>	

<b>CAPÍTULO 6 .....</b>	<b>40</b>
<b>AValiação de Barragens Subterrâneas em Pernambuco</b>	
Edmilton Queiroz de Sousa Júnior	
Eronildo Luiz da Silva Filho	
José Almir Cirilo	
Luciano Barbosa Lira	
Thaise Suanne Guimarães Ferreira	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927096</b>	
<b>CAPÍTULO 7 .....</b>	<b>49</b>
<b>PANORAMA DE RISCOS DAS BARRAGENS NO ESTADO DE SERGIPE, NORDESTE DO BRASIL</b>	
Jean Henrique Menezes Nascimento	
Pedro Henrique Carvalho de Azevedo	
Allana Karla Costa Alves	
Lucivaldo de Jesus Teixeira	
Gabriela Macêdo Aretakis de Almeida	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927097</b>	
<b>CAPÍTULO 8 .....</b>	<b>58</b>
<b>OS REFLEXOS DA ATUAL CRISE HÍDRICA NA COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DA PARAÍBA – CAGEPA: AÇÕES PARA REDUÇÃO DE PERDAS DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE CAMPINA GRANDE</b>	
Ronaldo Amâncio Meneses	
José Augusto de Souza	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927098</b>	
<b>CAPÍTULO 9 .....</b>	<b>68</b>
<b>MONITORAMENTO DE SECAS NO NORDESTE DO BRASIL</b>	
Marcos Airton de Sousa Freitas	
<b>DOI 10.22533/at.ed.6831927099</b>	
<b>CAPÍTULO 10 .....</b>	<b>77</b>
<b>SOFTWARE PARA DIMENSIONAMENTO DE DIÂMETROS EM ESTAÇÃO ELEVATÓRIA</b>	
Andréa Monteiro Machado	
Leonardo Pereira Lapa	
Paulo Eduardo Silva Martins	
Nayára Bezerra Carvalho	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270910</b>	
<b>CAPÍTULO 11 .....</b>	<b>84</b>
<b>DEFINIÇÕES E CONCEITOS RELATIVOS À LMEO E À DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE PROTEÇÃO PERMANENTES COM FUNÇÃO HÍDRICA À LUZ DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO</b>	
Marcos Airton de Sousa Freitas	
Sandra Regina Afonso	
Márcio Antônio Sousa da Rocha Freitas	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270911</b>	

<b>CAPÍTULO 12</b> .....	<b>94</b>
DINÂMICA DA UMIDADE E SALINIDADE EM VALE ALUVIAL NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO	
Liliane da Cruz Pinheiro	
Abelardo Antônio Assunção Montenegro	
Adriana Guedes Magalhães	
Thayná Alice Brito Almeida	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270912</b>	
<b>CAPÍTULO 13</b> .....	<b>104</b>
URBANIZAÇÃO E SUBSTITUIÇÃO DE PAISAGENS HÍDRICAS EM JUIZ DE FORA/ MG – 1883/1893	
Pedro José de Oliveira Machado	
Flávio Augusto Sousa Santos	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270913</b>	
<b>CAPÍTULO 14</b> .....	<b>116</b>
(IN)SUSTENTABILIDADE DA PESCA ARTESANAL DE ÁGUA DOCE NO BAIXO SÃO FRANCISCO EM SERGIPE/ALAGOAS/BRASIL	
Sergio Silva de Araujo	
Gregório Guirado Faccioli	
Antenor de Oliveira Aguiar Netto	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270914</b>	
<b>CAPÍTULO 15</b> .....	<b>133</b>
IDENTIFICAÇÃO DE PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DO COMPORTAMENTO DA CLOROFILA-A EM UM SISTEMA ESTUARINO LAGUNAR A PARTIR DE IMAGENS MODIS	
Regina Camara Lins	
Jean-Michel Martinez	
David M. L. da Motta Marques	
José Almir Cirilo	
Carlos Ruberto Fragoso Júnior	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270915</b>	
<b>CAPÍTULO 16</b> .....	<b>146</b>
PROPRIEDADES FÍSICAS DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO SUBMETIDO A USOS AGRÍCOLAS DISTINTOS	
Wallace Melo dos Santos	
Wendel de Melo Massaranduba	
Dayanara Mendonça Santos	
Thiago Herbert Santos Oliveira	
Ariovaldo Antônio Tadeu Lucas	
Marcus Aurélio Soares Cruz	
Maria Isidória Silva Gonzaga	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270916</b>	

<b>CAPÍTULO 17</b> .....	<b>157</b>
SÍNTESE, CARACTERIZAÇÃO E ESTUDO DAS PROPRIEDADES FOTOCATALÍTICAS DE MICROCRISTAIS DE B-AG <sub>2</sub> MOO <sub>4</sub> PARA DEGRADAÇÃO DE POLUENTES ORGÂNICOS	
Giancarlo da Silva Sousa Francisco Xavier Nobre Edgar Alves Araújo Júnior Marcel Leiner de Sá Jairo dos Santos Trindade Maria Rita de Moraes Chaves Santos José Milton Elias de Matos	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270917</b>	
<b>CAPÍTULO 18</b> .....	<b>169</b>
UTILIZAÇÃO DE JUNTA TRAVADA COMO ALTERNATIVA EM SUBSTITUIÇÃO A ANCORAGENS CONVENCIONAIS NA ADUTORA DE SERRO AZUL EM PERNAMBUCO, EM PROL DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS	
Nyadja Menezes Rodrigues Ramos Glécio Francisco Silva	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270918</b>	
<b>CAPÍTULO 19</b> .....	<b>179</b>
COMPOSIÇÃO SAZONAL DE JUVENIS DO CAMARÃO-ROSA <i>Farfantepenaeus subtilis</i> (PÉREZ-FARFANTE, 1967) CAPTURADO EM UM ESTUÁRIO AMAZÔNICO	
Thayanne Cristine Caetano de Carvalho Alex Ribeiro dos Reis Alvaro José Reis Ramos Antônio Sérgio Silva de Carvalho Glauber David Almeida Palheta Nuno Filipe Alves Correia de Melo	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270919</b>	
<b>CAPÍTULO 20</b> .....	<b>191</b>
FOTODEGRADAÇÃO DO HERBICIDA ÁCIDO 2,4-DICLOROFENOXIACÉTICO (2,4-D) A PARTIR DE NANOESTRUTURAS DE TITÂNIO MODIFICADAS COM ESTANHO	
Ludyane Nascimento Costa José Milton Elias de Matos Aline Aparecida Carvalho França Marcel Leiner de Sá	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270920</b>	
<b>CAPÍTULO 21</b> .....	<b>202</b>
PRODUÇÃO DE MUDAS DE PIMENTÃO ( <i>Capsicum annuum</i> L.) COM ÁGUA CONDENSADA POR APARELHOS DE AR CONDICIONADO	
Elvis Pantaleão Ferreira Victorio Birchler Tonini Marcelino Krause Ianke Lillya Mattedi Adrielli Ramos Locatelli Rodrigo Junior Nandorf Pablo Becalli Pacheco	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270921</b>	

<b>CAPÍTULO 22</b> .....	<b>209</b>
AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE METAIS DE ÁGUAS CONTAMINADAS POR UM LIXÃO DESATIVADO EM CRUSTÁCEOS DA ESPÉCIE <i>Aegla jarai</i>	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Vitor Rodolfo Becegato</li> <li>Indianara Fernanda Barcarolli</li> <li>Valter Antonio Becegato</li> <li>Darluci Picolli</li> <li>Flávia Corrêa Ramos</li> <li>Alexandre Tadeu Paulino</li> </ul>	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270922</b>	
<b>CAPÍTULO 23</b> .....	<b>230</b>
CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS E CONCENTRAÇÃO DE FERRO EM ÁREAS RURAIS COM INTENSA ATIVIDADE AGROPECUÁRIA NO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Daniely Neckel Rosini</li> <li>Valter Antonio Becegato</li> <li>Pâmela Becali Vilela</li> <li>Amanda Dalalibera</li> <li>Jordana dos Anjos Xavier</li> </ul>	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270923</b>	
<b>CAPÍTULO 24</b> .....	<b>244</b>
DESSALINIZAÇÃO MARINHA E SUAS PERSPECTIVAS DE APLICAÇÃO NA REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA	
<ul style="list-style-type: none"> <li>Camila Santiago Martins Bernardini</li> <li>Carlos de Araújo Farrapeira Neto</li> <li>Fernando José Araújo da Silva</li> <li>Ingrid Fernandes de Oliveira Alencar</li> <li>Raquel Jucá de Moraes Sales</li> <li>Luciana de Souza Toniolli</li> <li>Leonardo Schramm Feitosa</li> </ul>	
<b>DOI 10.22533/at.ed.68319270924</b>	
<b>SOBRE O ORGANIZADOR</b> .....	<b>254</b>
<b>ÍNDICE REMISSIVO</b> .....	<b>255</b>

## QUALIDADE DA ÁGUA E PERCEPÇÃO AMBIENTAL: ESTUDO DE CASO NA FOZ DO RIO SÃO FRANCISCO

### **Karina Ribeiro da Silva**

Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão,  
SE

### **Maria Hortência Rodrigues Lima**

Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão,  
SE

### **Thiago Herbert Santos Oliveira**

Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão,  
SE

### **Wendel de Melo Massaranduba**

Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão,  
SE

### **Weslei Almeida Santos**

Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão,  
SE

### **Antenor de Oliveira Aguiar**

Universidade Federal de Sergipe, São Cristóvão,  
SE

**RESUMO:** A avaliação do nível de desenvolvimento de uma região, bem como do bem-estar de sua população tem como importante indicador a qualidade da água para consumo humano. Neste contexto, o estudo objetivou avaliar a percepção ambiental da população do povoado Brejão dos Negros, no município de Brejo Grande - SE, quanto a qualidade da água de abastecimento, bem como analisar e avaliar parâmetros físico-químicos dessa água. O estudo consistiu na aplicação de

questionários a 72 moradores e na realização das análises da água fornecida pela companhia de abastecimento da região, encanada e por caminhões-pipa, e em poços artesianos particulares. Os resultados das análises físico-química revelaram que os valores de ferro total encontrados na maioria das amostras não atenderam ao recomendado na legislação vigente e que os demais parâmetros (pH, condutividade elétrica, temperatura, cloreto e salinidade) não apresentaram problemas quanto aos padrões de potabilidade. A maioria dos entrevistados consideraram que a qualidade da água que abastece o povoado é péssima ou ruim (83%), esse percentual de reprovação dos moradores pode estar associado aos altos índices de ferro total encontrados e também ligados a percepção da qualidade da água que pode ser impulsionada por diversos fatores, tais como, sabor, odor e cor.

**PALAVRAS-CHAVE:** Abastecimento-público; potabilidade.

### **WATER QUALITY AND ENVIRONMENTAL PERCEPTION: CASE STUDY IN FOZ OF RIO SÃO FRANCISCO**

**ABSTRACT:** The assessment of the level of development of a region as well as the well-being of its population has as important indicator the quality of water for human consumption. In this context, the objective of this study was to evaluate the environmental perception of the

Brejão dos Negros population in the municipality of Brejo Grande - SE, regarding the quality of the water supply, as well as to analyze and evaluate physicochemical parameters of this water. The study consisted in the application of questionnaires to 72 residents and in the analysis of the water supplied by the region's supply company, piped and by kite trucks, and in particular artesian wells. The results of the physicochemical analysis revealed that the values of total iron found in most of the samples did not comply with the recommended ones in the current legislation and that the other parameters (pH, electrical conductivity, temperature, chloride and salinity) potability. Most of the interviewees considered that the quality of the water supplying the village is bad or bad (83%), this percentage of residents' disapproval may be associated with the high total iron indexes found and also linked to the perception of water quality that can be driven by various factors such as taste, odor and color.

**KEYWORDS:** Public-supply; potability.

## 1 | INTRODUÇÃO

O abastecimento público de água em termos qualitativo e quantitativo é uma preocupação crescente do homem, em função da escassez hídrica e da diminuição da qualidade dos mananciais. (MINISTÉRIO DA SAÚDE, 2006).

A qualidade da água é um aspecto fundamental, quando se trata de seus principais usos, em especial, para fins de abastecimento humano. Este uso tem sofrido restrições significativas em função de prejuízos nos rios provenientes das ações naturais e antrópicas, as quais alteram os aspectos de qualidade e quantidade de água disponível para uso humano (SOUZA *et al.*, 2014).

De acordo com Moraes *et al.*, (2016) as águas de má qualidade apresentam grande preocupação a dirigentes, gestores e a população. A melhoria do serviço público de abastecimento pode trazer reflexos positivos na qualidade de vida da população.

Segundo Barnett *et al.*, (2018) o grau em que as pessoas estão cientes da qualidade da água está ligado a como elas interagem e experimentam a água como por exemplo, beber água de uma torneira. Já a percepção da qualidade da água é impulsionada por diversos fatores, tais como, sabor, odor e cor que são ligeiramente associadas como a causa de doenças, fato que muitas das vezes não é verídico.

Diante do exposto, o presente trabalho tem como objetivos avaliar a percepção ambiental da população quanto a qualidade da água de abastecimento numa região fisiografia do baixo do São Francisco, bem como analisar e avaliar a qualidade da água por meio das análises dos parâmetros físico-químicos, pH, condutividade elétrica, temperatura, cloreto, salinidade e ferro total.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

O presente trabalho foi realizado no povoado Brejão dos Negros, no município de Brejo Grande - SE. Localizado a 137 quilômetros de Aracaju, está situado a aproximadamente 8 km da foz do São Francisco. (Figura 1)

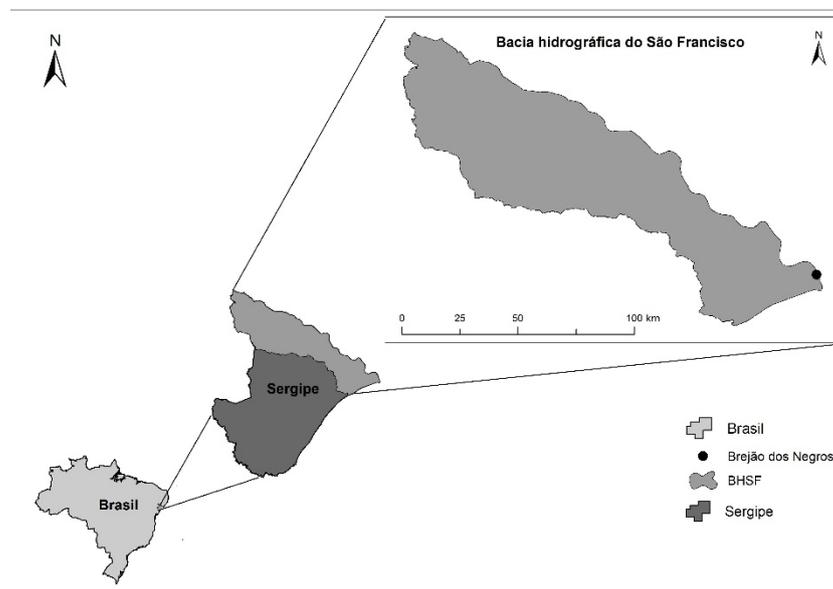


Figura 1. Localização do povoado Brejão dos Negros

A região caracteriza-se como uma comunidade de pescadores artesanais, possui elevadas temperaturas durante todo o ano e chuvas concentradas no outono e inverno, com 1300 mm anuais aproximadamente. Em julho de 2006 a comunidade de Brejão dos Negros foi certificada pela Fundação Cultural Palmares como remanescente de quilombo.

### 2.2 Coleta de Dados

Para o desenvolvimento dessa pesquisa foram realizadas 72 entrevistas semiestruturadas com os moradores da área de estudo. As entrevistas ocorreram no dia 16.06.2018 e contou com a colaboração de 5 entrevistadores. Foram elaborados questionários com perguntas abertas e fechadas para as entrevistas destinadas a comunidade do povoado Brejão dos Negros, com a finalidade de obter informações quanto a qualidade da água de abastecimento do povoado. (Figura 2)



Figura 2. Entrevista com uma das moradoras do povoado.

## 2.3 Qualidade da Água

A água fornecida pela companhia de abastecimento da região foi coletada e realizada análises físico-químicas. Os parâmetros e suas respectivas metodologias estão descritos no Quadro 1.

Parâmetros	Metodologias	Unidades
Potencial Hidrogeniônico (pH)	Medidor multiparâmetro LoviBond - SensoDirect 150	-
Temperatura	Medidor multiparâmetro LoviBond - SensoDirect 150	°C
Condutividade Elétrica	Medidor multiparâmetro LoviBond - SensoDirect 150	$\mu\text{S cm}^{-1}$
Cloreto	SMEWW* (4500 - Cl <sup>-</sup> B)	mg L <sup>-1</sup>
Salinidade	SMEWW (4500 - Cl <sup>-</sup> B)	mg L <sup>-1</sup>
Ferro Total	SMEWW (3111 - B)	mg L <sup>-1</sup>

Quadro 1. Parâmetros físico-químicos e metodologias adotadas.

\*SMEWW: Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater (APHA, 2012).

Os resultados obtidos foram comparados com os valores permitidos no Anexo XX - do controle e da vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade (Origem: PRT MS/GM 2914/2011) da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017.

## 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

### 3.1 Percepção Ambiental

Para avaliar a percepção da qualidade da água e fazer uma comparação com a realidade local, a pesquisa foi direcionada para as três formas de abastecimento existentes no povoado.

Para 83% dos moradores a água apresenta qualidade péssima a ruim. Os mesmos afirmaram que a água apresenta coloração amarelada, odor e sabor desagradáveis. Para o entrevistado 30, a água teve uma avaliação regular, pois o mesmo afirmou: “tem tempos que está boa e tem tempos que está ruim”. (Figura 3)

O morador 63 alegou que a água de abastecimento não chega tratada e é salobra. O entrevistado 17 afirmou que só utiliza esta água porque é a única opção, pois mancha roupas, pisos, entre outros. Azevedo, 2006 destaca em seu estudo que ferro é objetável nos sistemas públicos de água, devido ao sabor que provoca e a sua propriedade de sujar os acessórios das tubulações, provocar mancha na roupa lavada e acumular depósitos no sistema de distribuição.

As afirmações, “A água é sal puro” e “A água é pesada”, foram ditas pelo entrevistado 27, o mesmo afirmou que a salinização é proveniente das águas do Rio São Francisco. Vale ressaltar que os moradores 3, 7, 13, 18, 28, 29, 32, 33, 44, 50 e 72 também tiveram essa mesma afirmação.

Os entrevistados 2 e 12 avaliaram a água como ruim por “conter muitos sedimentos”, chamado por eles de “porme”. A minoria dos moradores entrevistados (4%), considera a água de abastecimento de boa qualidade. O entrevistado 1, o qual avaliou a água como boa, afirmou que a mesma possui gosto de ferrugem e odor, devido má qualidade da tubulação.

Segundo o portal do Ministério Público Federal, no ano de 2017 a Justiça Federal determinou o início do fornecimento de água potável para a comunidade quilombola Brejão dos Negros através do abastecimento por caminhões-pipa, semanalmente, para dessedentação e outros usos.

Dos moradores que utilizam a água cedida pelo caminhão-pipa, 60% consideram a qualidade da água regular, os demais consideram a água de boa qualidade, quando comparado com a água canalizada pela DESO. Esta água na maior parte é utilizada preferencialmente para consumo humano. (Figura 4)

O entrevistado 1, considera que a qualidade da água do caminhão-pipa tem qualidade superior da água canalizada servida pelo DESO. Já o morador 47, julga que a água possui forte gosto de cloro. Parte dos moradores não utiliza esta água por não saber a procedência e também por questões de logística, ou seja, necessitam de esforço físico para adquirir esta água do caminhão-pipa até sua residência, é o que relata a moradora 31, a qual possui idade avançada.

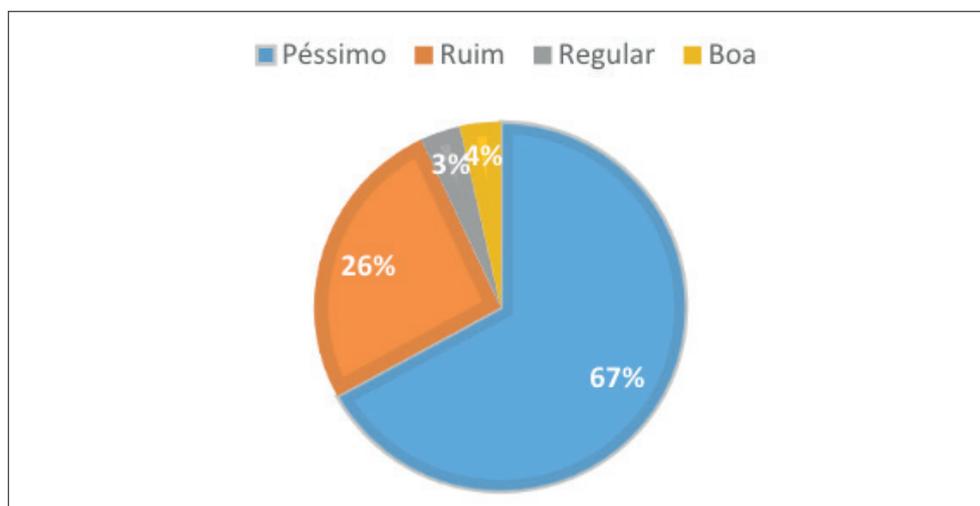


Figura 3. Percepção quanto à qualidade da água da companhia de abastecimento

Gonçalves et al. (2014), em sua investigação, sobre diagnósticos do serviço de abastecimento de água na percepção do usuário, ao qual concerne à qualidade, a maioria dos consumidores reprovou a água, no município de Barcarena no estado do Pará, intensificando o uso dos poços particulares, algo que aumenta essa disposição a não usar água distribuída pela companhia é a deficiência na logística de distribuição, o que também acontece no presente estudo.

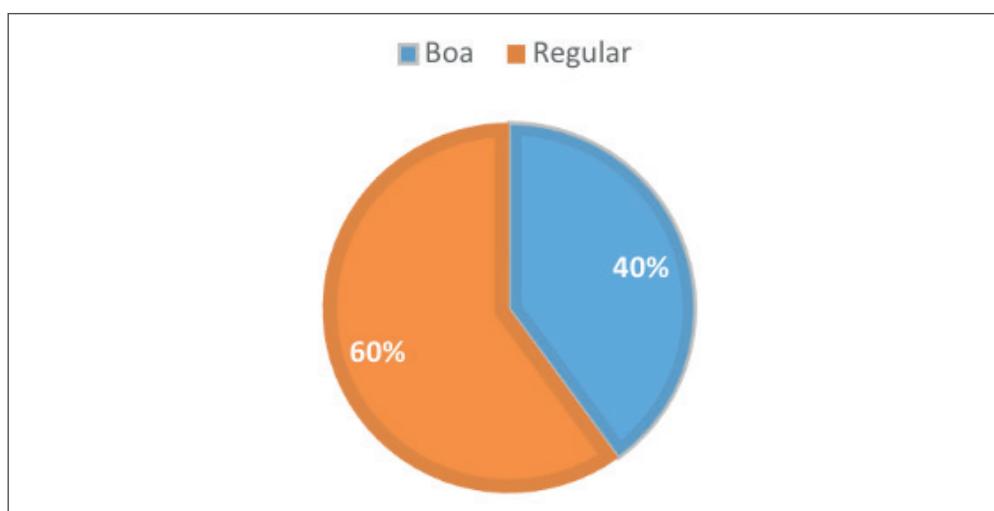


Figura 4. Percepção quanto à qualidade da água de abastecimento por caminhão-pipa.

Alguns moradores possuem poços artesianos em suas residências. Quanto a percepção da qualidade dessa água, a maioria (64%) considera boa, esse conceito pode estar relacionado ao fato dos consumidores atribuírem boa qualidade a água em relação ao aspecto visual e paladar. O restante dos moradores avalia como regular (18%), ruim (9%) e péssima (9%). (Figura 5)

Alguns entrevistados relataram que por motivos financeiros optaram por utilizar apenas a água de seus poços particulares. Outros utilizam essa água de forma complementar com a água canalizada fornecida pela DESO. Os entrevistados 55

e 68 consideram que a água é péssima e ruim respectivamente, eles relataram que água de seus poços tem cor, odor e gosto.

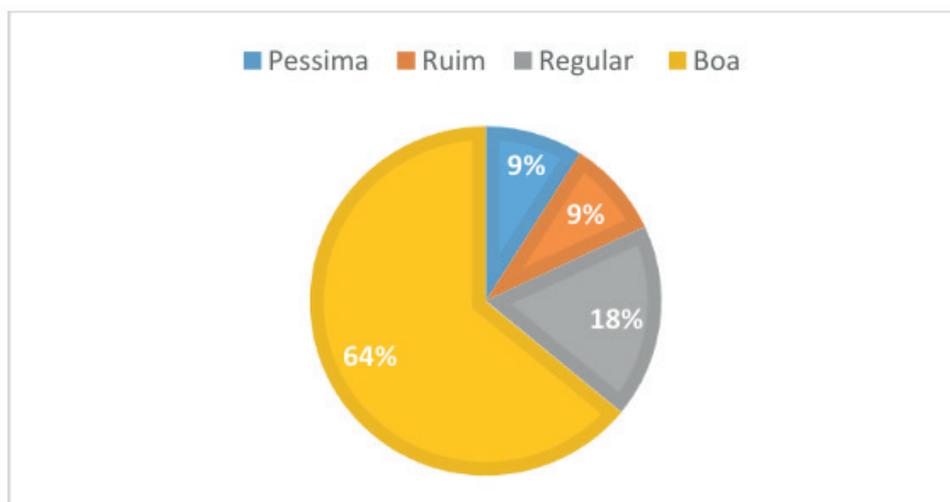


Figura 5. Percepção quanto à qualidade da água de poço artesiano particular.

### 3.2 Qualidade da Água

O sistema de abastecimento público do povoado, é realizado através do uso da água subterrânea de um poço artesiano de responsabilidade da Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO), localizado na Estação de Tratamento do povoado. Além dessa água, também é fornecida água potável semanalmente através de caminhões-pipa e alguns domicílios possuem poços artesanais particulares para o total atendimento de suas demandas. Na Tabela 1, estão os resultados das análises realizadas nas amostras de água coletadas no povoado.

Pontos de Coleta	<sup>1</sup> pH	Temperatura (°C)	<sup>2</sup> CE (μS cm <sup>-1</sup> )	<sup>3</sup> Cl <sup>-</sup> (mg L <sup>-1</sup> )	Salinidade (mg L <sup>-1</sup> )	Ferro Total (mg L <sup>-1</sup> )
Entrada da Estação de Tratamento – Água Bruta	6,67	29,0	491,0	63,7	105,0	<b>7,35</b>
Saída da Estação de Tratamento – Água Tratada	7,32	26,0	495,0	72,5	119,6	<b>1,37</b>
Domicílio 1 – Água fornecida pela companhia de abastecimento (Encanada).	6,71	26,8	513,0	77,8	128,4	<b>2,47</b>
Domicílio 2 – Água fornecida pela companhia de abastecimento (Encanada).	6,57	25,6	501,0	76,0	125,5	<b>1,11</b>
Domicílio 3 – Água de poço artesiano particular.	6,58	28,5	994,0	163,6	269,9	<b>5,33</b>
Domicílio 4 – Água de poço artesiano particular.	6,85	26,7	639,0	83,1	137,1	0,07
Domicílio 5 – Água fornecida pela companhia de abastecimento (Caminhão-Pipa).	7,01	25,2	68,1	10,6	17,5	0,05

Tabela 1. Valores dos parâmetros físico-químicos analisados na água de abastecimento.

1- Potencial Hidrogeniônico; 2 - Condutividade Elétrica; 3 - Cloreto.

De acordo com os dados apresentados na Tabela 1, observa-se que os valores de pH variaram entre 6,57 a 7,32, estando todos valores dentro da faixa permitida do Anexo XX da Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde, o qual recomenda que no sistema de distribuição, o pH da água seja mantido na faixa de 6,0 a 9,5.

Resende *et al.*, (2009) evidenciaram em seu estudo que a água subterrânea da região de Brejo Grande possui um caráter levemente ácido, onde o pH varia de 6,0 a 7,0. Os autores encontraram valores mais baixos de pH na bacia do rio São Francisco próximo ao litoral e na porção intermediária da bacia do rio Vaza-Barris.

Foram observadas variações do íon cloreto de 10,6 a 163,6 mg L<sup>-1</sup>. A água do caminhão-pipa teve o menor valor registrado. Todos os valores encontrados de cloreto se enquadram dentro dos valores máximos permitidos para consumo humano estabelecidos pela Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017. Segundo Anexo 10 do Anexo XX, dessa mesma portaria, o limite estabelecido para o parâmetro de Cl<sup>-</sup> é de 250 mg L<sup>-1</sup>. Observou-se variações de 17,5 a 269,9 mg L<sup>-1</sup> de salinidade e todos os valores se enquadram nos padrões de potabilidade. Os valores de condutividade elétrica variaram entre 68,1 a 994,0 μS cm<sup>-1</sup>. A temperatura da água oscilou entre 25,2 °C e 29,0 °C.

Verifica-se na Tabela 1 que das sete amostras analisadas 5 apresentaram valores acima do permitido de ferro. Segundo a Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017 do Ministério da Saúde, em seu Anexo 10 do Anexo XX (Tabela de padrão organoléptico de potabilidade) o valor máximo permitido de ferro é de 0,3 mg L<sup>-1</sup>.

#### 4 | CONCLUSÃO

Não foram identificados problemas de qualidade da água em relação aos parâmetros pH, temperatura, cloreto, salinidade e condutividade elétrica. Entretanto, pode-se verificar que a concentração de ferro total na maioria das amostras não se enquadrou nos padrões de potabilidade.

Em relação a percepção ambiental, quanto a qualidade da água de abastecimento público do povoado, a maioria (83%) dos moradores consideram que a qualidade da água que abastece o povoado é péssima ou ruim, esse percentual de reprovação dos moradores provavelmente está associado as características organolépticas da água devido aos altos índices de ferro total encontrados.

Foi possível criar uma interligação entre os dados dos parâmetros físico-químico analisados, com a percepção dos moradores em relação a qualidade da água de abastecimento público do povoado.

## 5 | AGRADECIMENTOS

Ao Laboratório de Química Analítica Ambiental (LQA) da Universidade de Federal de Sergipe (UFS), aos fomentos da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) e da Fundação de Apoio à Pesquisa e Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe (FAPITEC/SE).

## REFERÊNCIAS

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

BARNETT, M. J.; SMITH, D. J.; HAEFFNER, M. Influence of recreational activity on water quality perceptions and concerns in Utah: A replicated analysis. **Journal of Outdoor Recreation and Tourism**, v.22, p. 26-36, 2018.

BRASIL. Ministério da Saúde. **Portaria de Consolidação nº 5, de 28 de setembro de 2017**. Consolidação das normas sobre as ações e os serviços de saúde do Sistema Único de Saúde.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 396, de 3 de abril de 2008**. Dispõe sobre a classificação e diretrizes ambientais para o enquadramento das águas subterrâneas e dá outras providências.

DESO, Companhia de Saneamento de Sergipe. **Relatório Anual de Informação ao Consumidor - Brejo Grande**, 2015.

GONÇALVES, K. O.; FERNANDES, L. L.; GIRARD, L. Diagnóstico do serviço de abastecimento de água na percepção do usuário no município de Barcarena-Pará. **Revista Monografias Ambientais**, v. 14, n. 1, p. 20-25, 2015.

MORAIS, W. A.; SALEH, B. B.; ALVES, W. dos S.; AQUINO, D. S. Qualidade sanitária da água distribuída para abastecimento público em Rio Verde, Goiás, Brasil. **Cadernos Saúde Coletiva**, Rio de Janeiro, v.24, n.3, p.361-367, 2016.

RESENDE, R. S.; CRUZ, M. A. S. e AMORIM, J. R. A. de. **Atlas de qualidade da água subterrânea no estado de Sergipe com fins de irrigação**. Aracaju: Embrapa Tabuleiros Costeiros, 2009.

SOUZA, J. R.; MORAES, M. E. B.; SONODA, S. L.; SANTOS, H. C. R. G. A importância da qualidade da água e os seus múltiplos usos: caso do Rio Almada, Sul da Bahia, Brasil REDE - **Revista Eletrônica do Prodema**, Fortaleza, v.8, n.1, p.26-45, 2014.

## APLICAÇÃO DE FERRAMENTAS ANALÍTICAS PARA AVALIAÇÃO DA INFLUÊNCIA DE CULTIVARES DE CAMARÃO NA REGIÃO DO BAIXO SÃO FRANCISCO

### **Gustavo Andrade Araujo Oliveira**

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

### **Igor Santos Silva**

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos  
São Cristóvão – Sergipe

### **José Augusto Oliveira Junior**

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento e Meio Ambiente  
São Cristóvão – Sergipe

### **Cristiane da Cunha Nascimento**

Instituto Federal de Sergipe, Coordenação de Química  
Aracaju – Sergipe

### **Marcos Vinicius Teles Gomes**

Companhia de Desenvolvimento dos Vales do São Francisco e do Parnaíba, 5ª Superintendência Regional  
Penedo – Alagoas

### **Carlos Alexandre Borges Garcia**

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos  
São Cristóvão – SE

### **Silvânio Silvério Lopes da Costa**

Universidade Federal de Sergipe, Programa de Pós-Graduação em Engenharia e Ciências Ambientais  
São Cristóvão - SE

**RESUMO:** No Brasil, a carcinicultura é praticada, em sua maioria, por micro e pequenos produtores. Não difere à prática na região do baixo São Francisco, onde produtores têm feito desta atividade a sua principal fonte de renda e transformação social. Este trabalho fornece informações sobre os parâmetros físico-químicos da água, em fazendas de criação de camarão na região do baixo São Francisco, nos municípios de Brejo Grande-SE, Propriá-SE e Igreja Nova-AL, sendo as amostragens realizadas nos anos de 2018 e 2019. Os parâmetros pH (6,8–8,0), condutividade elétrica (0,0081 – 4,1 mS cm<sup>-1</sup>) oxigênio dissolvido (0,98 – 7,6 mg L<sup>-1</sup>) temperatura (27,8 – 31,8 °C), sólidos totais dissolvidos (0,0019 – 0,74 g L<sup>-1</sup>) e turbidez (2,7 – 67,0 NTU), foram determinados in loco com o auxílio de sonda multiparâmetro. Para determinação de DBO (1,2 – 15,3 mg L<sup>-1</sup>), DQO (183 – 300 mg L<sup>-1</sup>) e carbono orgânico total (8,2 – 21,9 mg L<sup>-1</sup>) as análises foram realizadas em laboratório. Parâmetros com valores fora das legislações nacionais CONAMA 357/2005 e 430/2011 podem estar ligados com o acúmulo de nutrientes devido a insumos na ração, densidade do criadouro, forma de manejo e matéria orgânica acumulada. Os resultados refletem a necessidade de um programa para monitorar essa atividade produtiva na região do baixo São Francisco.

**PALAVRAS-CHAVE:** água superficial,

carcinicultura, sustentabilidade.

## APPLICATION OF ANALYTICAL TOOLS FOR EVALUATION OF SHRIMP CULTIVARS INFLUENCE IN THE REGION OF THE LOWER SÃO FRANCISCO

**ABSTRACT:** In Brazil, shrimp farming is practiced mostly by micro and small producers. It does not differ from practice in the region of lower São Francisco, where producers have made this activity their main source of income and social transformation. This work provides information on the physico-chemical parameters of water in shrimp farms in the lower São Francisco region, in the counties of Brejo Grande-SE, Propriá-SE e Igreja Nova-SE, with samples taken in the years 2018 and 2019. The pH (6.8 – 8.0), conductivity (0.081 – 4.1 mS cm<sup>-1</sup>), dissolved oxygen (0.98 – 7.6 mg L<sup>-1</sup>) temperature (27.8 – 31.8 °C), total dissolved solids (0.0019 – 0.74 g L<sup>-1</sup>) and turbidity (2.7 – 67.0 NTU) were measured in situ with the aid of a multiparameter monitoring equipment. For the determination of BOD (1.2 – 15.3 mg L<sup>-1</sup>), COD (183 – 300 mg L<sup>-1</sup>) and total organic carbon (8.2 – 29.9 mg L<sup>-1</sup>), the analysis were performed in the laboratory. Parameters with values outside the national legislations, CONAMA 357/2005 and 430/2011, may be linked to the accumulation of nutrients due to feed inputs, stocking density, management form and accumulated organic matter. The results reflect the need for a program to monitor this productive activity in the lower São Francisco region.

**KEYWORDS:** surface water, shrimp farming, sustainability.

## 1 | INTRODUÇÃO

Em função de apresentar condições ambientais altamente propícias para o cultivo de camarão, a região Nordeste tem contribuído significativamente para o crescimento desta atividade no Brasil (ABCC, 2017). Produtores de camarão da região do Baixo São Francisco, nos Estados de Alagoas e Sergipe, encontraram no cultivo de camarão uma alternativa a outras práticas de subsistência, como rizicultura, plantação de frutas e hortaliças, entre outras, afetadas pelo aumento da salinidade do Rio São Francisco (ABCC, 2017). Estima-se que no ano de 2018, o Estado de Sergipe, apresentou 354 fazendas de carcinicultura registradas, sendo 110 (31%) situadas na região do baixo São Francisco, instaladas principalmente nos municípios de Brejo grande e Pacatuba (ADEMA, 2018).

A qualidade da água é um fator determinante que influencia na sobrevivência e desenvolvimento dos camarões cultivados em cativeiro. Condições adversas de qualidade da água comprometem o manejo e aumentam o nível de estresse dos camarões, tornando-os mais suscetíveis a doenças (FERREIRA, BONETTI E SEIFFERT, 2011).

As análises de qualidade da água abordam importantes parâmetros relacionados ao equilíbrio ambiental em fazendas produtoras de camarão, tendo em vista um ambiente confortável para o desenvolvimento durante os respectivos ciclos de cultivo, desde

o berçário até o viveiro de engorda (ABCC, 2017). Entre os principais parâmetros é possível destacar: oxigênio dissolvido (OD), demanda química de oxigênio (DQO) e demanda bioquímica de oxigênio (DBO), pH, salinidade, concentração de nutrientes e sólidos totais dissolvidos (STD).

Para minimizar alterações nas propriedades da água, as análises dos parâmetros físicos e químicos como temperatura, condutividade elétrica, turbidez, STD, OD e pH, devem ser preferencialmente realizadas em campo. A avaliação desses parâmetros da qualidade da água é relevante para o entendimento da dinâmica dos ecossistemas e para a compreensão de possíveis alterações no meio aquático (PARRON, 2011).

Informações sobre os principais parâmetros da qualidade da água na carcinicultura são de essencial importância para obter o melhor manejo e gerenciamento da água, que atenda a esta aplicação, além de minimizar os danos ambientais causados pela troca frequente de água e descarga de efluentes (NG et al., 2018).

Dessa forma, a carcinicultura precisa ser adequadamente acompanhada, para que as consequências socioeconômicas, políticas, tecnológicas e ambientais, não sejam repentinamente irreversíveis. Atenta-se para a relação direta existente entre a expansão da carcinicultura e os conflitos com a poluição hídrica, salinização dos lençóis freáticos e destruição de manguezais, por exemplo, provenientes do uso excessivo de água, do descarte de efluentes dos viveiros, da disposição de sedimentos e da utilização de substâncias químicas para alimentação ou tratamento farmacológico (RIBEIRO et al., 2014).

Nesse contexto, subsidiar com informações referentes aos parâmetros analíticos para avaliação da qualidade da água, é fundamental para identificar as principais questões relacionadas à carcinicultura e contribuir para uma gestão disciplinar, sob orientação, considerando aspectos relacionados à criação de leis e regulamentos e aos impactos ambientais oriundos dessa atividade.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A amostragem foi realizada nos meses de outubro/2018, dezembro/2018, janeiro/2019 e março/2019, em 4 propriedades nos municípios de Brejo Grande-SE, Propriá-SE e Igreja Nova-AL, localizadas na região do baixo São Francisco. Visando abranger uma maior variabilidade dos dados, a amostragem considerou etapas do ciclo produtivo.

As fazendas localizadas nos municípios de Propriá e Igreja Nova, apresentam dinâmica de enchimento dos viveiros, utilizando bombas para captação de água do rio São Francisco. Logo, as análises foram distribuídas em 3 partes: água de captação, água do viveiro e água de drenagem (escoamento). Já as propriedades localizadas no município de Brejo Grande, a dinâmica de enchimento e esvaziamento dos viveiros se dá de acordo com o movimento de maré, sendo a via de entrada da água, a

mesmo de saída. Dessa forma, as análises foram realizadas em duas partes: água de captação e drenagem, e água do viveiro.

Os parâmetros pH, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, temperatura, sólidos totais dissolvidos e turbidez, foram determinados in loco com o auxílio de sonda multiparâmetro HANNA, HI 9829 (Romênia). Para determinação da demanda bioquímica de oxigênio (DBO), demanda química de oxigênio (DQO) e carbono orgânico total (TOC), as análises foram realizadas em laboratório, especificadas no *Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater* (APHA, 2012).

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A utilização do meio ambiente, sem o devido planejamento, pode causar degradação e comprometimento a qualidade de vida de gerações futuras. Dessa forma, o uso de ferramentas analíticas para o monitoramento ambiental, vem contribuir no controle destes impactos, especialmente na região do baixo São Francisco.

A **Tabela 1** indica os valores médios dos parâmetros gerais, obtidos na avaliação da qualidade da água, *in situ*, através da utilização de sonda multiparamétrica, e análises realizadas em laboratório. Os valores de cada variável podem ser comparados com os limites estabelecidos pelo Conselho Nacional do Meio Ambiente (CONAMA), através das resoluções nº 357/2005 e nº 430/2011, para água salobra classe 1, esta classificação é utilizada para o cultivo de organismos aquáticos, no caso em questão, a carcinicultura.

De acordo com os valores apresentados na **Tabela 1**, se observa pequena variabilidade nos valores de pH em todos os pontos amostrais das fazendas produtoras de camarão. Os resultados variaram entre 6,9 (F3) e 8,0 (F1 e F2), e se enquadraram em todas classes de água do CONAMA nº 357/2005, a qual estabelece as condições padrões de pH entre 6,0 - 8,05. Além disso, os valores encontrados neste trabalho são menores que os relatados por Figueiredo et al. (2005) com estudo realizado em fazendas produtoras de camarão na bacia do Baixo Jaguaribe-CE, no qual encontraram valores médios de pH entre 7,8 e 8,8.

Os parâmetros condutividade elétrica e temperatura apesar de não serem contemplados na resolução CONAMA nº 357/2005, são parâmetros importantes na avaliação da qualidade da água, pois, elevações da temperatura aumentam as taxas das reações químicas, físicas e biológicas e diminuem a solubilidade dos gases (SPERLING, 2005). Já a condutividade elétrica, representa um importante indicador de ocasional lançamento de efluentes por estar relacionado com a concentração de sólidos totais dissolvidos (LIBÂNIO, 2011).

Amostragem		pH	Cond (mS cm <sup>-1</sup> )	OD (mg L <sup>-1</sup> )	T (°C)	TDS (g L <sup>-1</sup> )	Turb (NTU)	DBO (mg L <sup>-1</sup> )	DQO (mg L <sup>-1</sup> )
Out/2018	F1Cap	8,0	0,17	4,3	28,5	0,085	3,4	2,4	210
Out/2018	F1Viv	7,7	0,87	6,2	29,8	0,56	5,3	6,0	225
Out/2018	F1Dre	7,7	1,14	7,0	30,1	0,74	25,8	8,4	225
Out/2018	F2Cap	7,8	0,081	7,4	29,4	0,053	2,7	3,6	235
Out/2018	F2Dre	7,8	0,11	6,3	31,8	0,072	67,0	4,8	222
Dez/2018	F1Cap	7,1	0,20	0,98	28,6	0,13	8,5	2,4	224
Dez/2018	F1Viv	7,4	0,61	3,9	28,8	0,40	58,2	5,4	257
Dez/2018	F1Dre	7,7	0,85	6,7	29,0	0,55	45,3	3,6	239
Dez/2018	F2Cap	7,7	0,092	7,1	29,3	0,060	4,6	7,8	197
Dez/2018	F2Viv	7,9	0,91	7,6	29,2	0,59	48,4	7,2	199
Dez/2018	F2Dre	7,7	0,32	3,9	29,4	0,21	63,9	1,2	183
Jan/2019	F3CD	6,9	4,13	6,5	30,0	0,0025	24,7	4,8	274
Jan/2019	F4CD	7,1	3,28	6,5	31,3	0,0019	24,2	4,8	249
Mar/2019	F2Cap	7,7	0,20	3,6	30,9	0,13	61,0	6,0	199
Mar/2019	F2Viv	8,0	0,88	5,3	30,1	0,57	49,7	15,3	300
Mar/2019	F2Dre	7,9	0,39	5,0	27,8	0,25	66,0	9,0	226
<b>Média</b>		7,6	0,89	5,5	29,6	0,28	34,9	5,8	229
<b>Mediana</b>		7,7	0,50	6,3	29,4	0,17	35,6	5,1	225
<b>Máximo</b>		8,0	4,1	7,6	31,8	0,74	67,0	15,3	300
<b>Mínimo</b>		6,9	0,081	0,98	27,8	0,0019	2,7	1,2	183
<b>CONAMA</b>		6,5-8,5		> 5,0		≤ 5,0			

F: fazenda produtora de camarão; Cap/C: água de captação; Viv: água do viveiro; Dre/D: água de drenagem

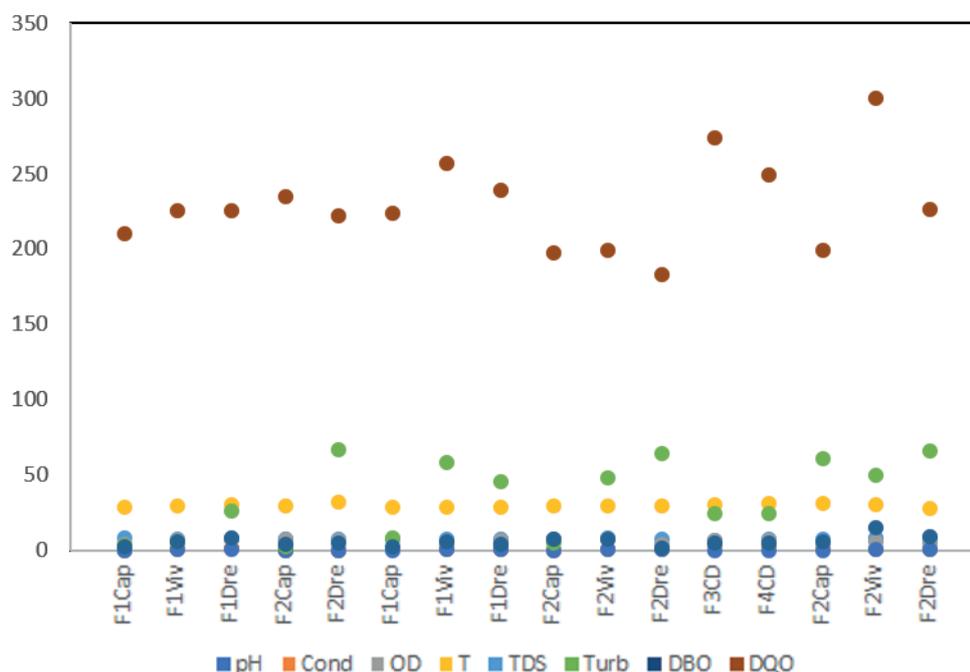
Tabela 1. Parâmetros da qualidade da água em cultivares de camarão da região do baixo São Francisco, Alagoas e Sergipe, Brasil.

Os valores de temperatura registrados variaram de 27,8 (F2) a 31,8 (F2) °C, demonstrando pouca variabilidade (**Figura 1**). A condutividade apresentou valores variando de 0,081 (F2) a 4,1 (F3) mS cm<sup>-1</sup>. estando estes abaixo dos apresentados por Garcia et al. (2009), 20,6 mS cm<sup>-1</sup>.

A demanda bioquímica de oxigênio (DBO) representa o oxigênio necessário para que os microrganismos degradem a matéria orgânica existente na água. Em ambientes bastante eutrofizados, o nível de DBO é elevado. Este parâmetro é bastante utilizado em análises ambientais. Na presente pesquisa foram encontrados valores variando de 1,2 (F2) a 15,3 (F2) mg L<sup>-1</sup>. Já os valores para demanda química de oxigênio (DQO) variaram de 183 (F2) a 300 (F2) mais elevados do que o trabalho apresentado por Teichert-Coddington et al. (2000), no qual apresentou valor médio de 32 mg L<sup>-1</sup>.

As concentrações de OD variaram entre 0,98 (F1) e 7,6 (F2) mg L<sup>-1</sup> O<sub>2</sub>, sendo que o primeiro valor se encontra abaixo do recomendado pelo CONAMA resolução n° 357/2005 (OD < 5,0 mg L<sup>-1</sup>). No que se refere ao lançamento de sólidos na água, os valores descritos neste trabalho, 0,0019 (F4) a 0,74 (F1) g L<sup>-1</sup>, foram os menores em relação a outros trabalhos em fazendas de camarão. Garcia et al (2009), por exemplo,

descreve valores médios de 15,8 mg L<sup>-1</sup>. Grande variabilidade nos resultados obtidos para turbidez (**Figura 1**), 2,7 (F2) a 67 (F2) NTU, possivelmente devido ao aumento dos sólidos em suspensão, que provocam picos nos valores de turbidez, pois impedem o feixe de luz penetrar na água (Santos et al., 2013).



**Figura 1.** Distribuição dos valores de pH, condutividade, OD, temperatura, TDS, turbidez, DBO e DQO em amostras de água com influências de cultivares de camarão, no baixo São Francisco.

O teor de carbono orgânico na água, também foi mensurado, com média de 15,2 mg L<sup>-1</sup> se mostrando acima da concentração máxima estabelecida pelo CONAMA ( $\leq 3,0$  mg L<sup>-1</sup>), porém semelhante as concentrações de COT apresentadas por Garcia et al. (2009), 4,6 a 19,6 mg L<sup>-1</sup>. A variabilidade observada para turbidez (**Figura 1**), pode ter sido influenciada pelas chuvas, uma vez que, os maiores valores registrados correspondem à dias de coletas chuvosos. Na **Figura 1** também se observa variação relacionada a DQO, sugerindo que os insumos utilizados nos viveiros, podem está influenciando neste parâmetro.

Os resultados apresentados sugerem que a atividade de carcinicultura necessita ser acompanhada adequadamente, para que os impactos ambientais sejam minimizados e o desenvolvimento sócio-econômico possa se emparelhar com a responsabilidade ambiental.

#### 4 | CONCLUSÃO

Os parâmetros físico-químicos aferidos nas águas em uso para a produção de camarão, na região do baixo São Francisco, aplicados aos mecanismos de medição da qualidade da água, são importantes ferramentas para a avaliação das mudanças

ambientais ocorridas, assim como, são fundamentais para o melhoramento das condições de produção.

Os resultados aqui mostrados refletem a necessidade de um programa de monitoramento e acompanhamento desta atividade produtiva na região do baixo São Francisco, para que possa proporcionar desenvolvimento econômico e social, com responsabilidade ambiental.

## 5 | AGRADECIMENTOS

A Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal (CAPES); Ao Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de Sergipe (ITPS); A Fundação de Apoio à Pesquisa e a Inovação Tecnológica do Estado de Sergipe (FAPITEC); Este trabalho é parte do projeto “Sedimento: um importante compartimento para a produção de camarão e um essencial indicador de poluição do meio ambiente” edital FAPITEC/SE/FUNTEC nº 04/2018.

## REFERÊNCIAS

- Administração Estadual do Meio Ambiente – **ADEMA. Portal ADEMA.** Disponível em: <<http://187.17.2.164/Portaladema/Consultas/ProcessosFormados.aspx>> acessado em 04 de Fevereiro de 2019.
- ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE CRIADORES DE CAMARÃO - ABCC, 2017. **Revista da Associação Brasileira de Criadores de Camarão**, Ano 19, nº 2, 88 p.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE – CONAMA. **Resolução nº 357, de 17 de Março de 2005**, Publicada no DOU nº 053, de 18/03/2005, págs. 58-63.
- CONSELHO NACIONAL DE MEIO AMBIENTE - CONAMA. **Resolução nº 430, de 13 de Maio de 2011**, Publicada no DOU nº 92, de 16/05/2011, pág. 89.
- FERREIRA, N. C.; BONETTI, C.; SEIFFERT, W. Q. **Hydrological and Water Quality Indices as management tools in marine shrimp culture.** *Aquaculture*, v. 318, n. 3–4, p. 425–433, n. 8, 2011.
- Figueiredo, maria cléa Brito et al. **Impactos ambientais do lançamento de efluentes da carcinicultura em águas interiores.** Scielo, Rio de Janeiro, v. 10, n. 2, 2005.
- GARCIA, C. A. B., SANTOS, G. P., GARCIA, H. L. **Análise dos Parâmetros Físico-químicos dos Viveiros de Camarão na Grande Aracaju, Sergipe, Brasil.** *Revista Ciências Exatas e Naturais*, v. 11, n. 2, p. 209-225, 2009.
- LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de Qualidade e Tratamento de Água.** 3. ed. Campinas, SP: Editora Átomo, 2010. 494p.
- NG, L. Y.; NG, C. Y.; MAHMOUDI, E.; ONG, C. B.; MOHAMMAD, A. W. **A review of the management of inflow water, wastewater and water reuse by membrane technology for a sustainable production in shrimp farming.** *Journal of Water Process Engineering*, v. 23, p. 27–44, 1, 2018.

PARRON, L. M.; MUNIZ, D. H. de F.; PEREIRA, C. M. **Manual de procedimentos de amostragem e análise físico-química de água**. Embrapa Florestas, Colombo, PR, 2011.

SANTOS, Q. R.; FRAGA, M. S.; ULIANA, E. M.; REIS, A. S.; BARROS, F. M. **Monitoramento da qualidade da água em uma seção transversal do rio Catolé, Itapetinga-BA**. Enciclopédia Biosfera, Goiânia, v.9, n.16, 2013.

**Standard Methods for the Examination of Water and Wastewater**, APHA, 23a. ed., Washington, 2012.

TEICHERT-CODDINGTON, D.R; MARTINEZ, D.; RAMIREZ, E. **Partial nutrient budgets for semi-intensive shrimp farms in Honduras**. Aquaculture. v.190. p.139–154. 2000.

VON SPERLING, M. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**, 3 ed, Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental – UFMG, Belo Horizonte, 452p, 2005.

RIBEIRO, L. F.; SOUZA, M. M.; BARROS, F.; HATJE, V. **Desafios da carcinicultura: aspectos legais, impactos ambientais e alternativas mitigadoras**. Gestão Costeira Integrada, 14, 365-383, 2014.

## ESTIMATIVA DA VELOCIDADE DE INFILTRAÇÃO BÁSICA DA ÁGUA NO SOLO, PEDRINHAS-SE

### **Thassio Monteiro Menezes da Silva**

Universidade Estadual Paulista “Júlio de Mesquita Filho”, Faculdade de Ciências Agrônomicas.

Botucatu – São Paulo

### **Frankilin Santos Modesto**

Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão – Sergipe

### **Camila Conceição dos Santos Rocha**

Universidade Federal de Sergipe

São Cristóvão – Sergipe

**RESUMO:** A infiltração de água no solo é o processo com que a água infiltra na superfície para o interior do solo, podendo ser definida como o fenômeno de penetração da água e redistribuição através dos poros ao longo do perfil. O trabalho foi desenvolvido na Fazenda Bom Jardim a qual está localizada no município de Pedrinhas, Sergipe. A velocidade de infiltração básica (VIB), foi determinada seguindo a metodologia de BERNARDO et al., (2008), utilizando-se o método dos anéis infiltrômetros, que consiste em dois anéis, alocados concêntrica em nível, com o menor possuindo diâmetro de 25 cm e o maior com 50 cm, e altura de 30 cm, cravados até a metade. Quando observado os dados, nota-se que a velocidade de infiltração básica da água no solo em estudo foi de aproximadamente 12,0 mm.h<sup>-1</sup>. Mediante aos resultados

apresentados, é possível afirmar que o solo da propriedade Bom Jardim apresenta alto risco à erodibilidade devido a sua baixa velocidade de infiltração básica. Logo, as práticas de conservação do solo devem ser realizadas de forma imprescindível no intuito de garantir a sua exploração de forma sustentável.

**PALAVRAS-CHAVE:** Condutividade Hidráulica, Velocidade de Infiltração Básica, Erodibilidade.

### ESTIMATION OF BASIC WATER INFILTRATION SPEED IN THE SOIL PEDRINHAS-SE

**ABSTRACT:** The infiltration of water into the soil is the process by which the water infiltrates the surface into the soil and can be defined as the phenomenon of water penetration and redistribution through the pores along the profile. The work was developed at Fazenda Bom Jardim which is located in the municipality of Pedrinhas, Sergipe. The basic infiltration velocity (VIB) was determined following the methodology of BERNARDO et al., (2008), using the infiltrater rings method, which consists of two rings, concentrically allocated at level, with the smallest having diameter of 25 cm and the largest one with 50 cm, and height of 30 cm, nailed up to half. When observed the data, it is noticed that the basic infiltration speed of the water in the soil under study was approximately 12.0 mm.h<sup>-1</sup>. Based on the results presented, it is possible to affirm that the soil of the Bom

Jardim property presents a high risk to erodibility due to its low infiltration rate. Therefore, soil conservation practices must be carried out in an essential way in order to ensure their sustainable exploitation.

**KEYWORDS:** Hydraulic Conductivity, Basic Infiltration Speed, Erodibility.

## 1 | INTRODUÇÃO

A infiltração de água no solo é o processo com que a água infiltra na superfície para o interior do solo, podendo ser definida também como sendo o fenômeno de penetração da água e redistribuição através dos poros ao longo do perfil, sob a ação da gravidade, até atingir a capacidade de armazenamento de água no solo (ARAÚJO et al., 2018). Já para Bernardo et al. (2008), a velocidade de infiltração da água no solo (VI) é a velocidade com que a água se infiltra no solo através de sua superfície, sendo expressa por unidade indicativa de altura de lâmina d'água ou volume de água infiltrada em determinado perfil do solo por unidade de tempo como mm.h-1, cm.h-1, ou L.s-1.

Reichardt (1987) relata que no início da infiltração, quando o solo está consideravelmente seco, o potencial matricial é relativamente grande em relação ao potencial gravitacional. Ao longo do tempo de infiltração, com o umedecimento do solo e redução do potencial matricial, o gradiente de potencial total passa a ser igual ao potencial gravitacional.

Neste contexto, Silveira et al. (2018) afirmam que a textura e estrutura do solo influenciam diretamente na velocidade da infiltração, podendo diminuir com o aumento do tempo de aplicação de água, ou seja, a princípio é relativamente alta (quando o solo está parcialmente seco), e reduz tendendo a apresentar valores constantes, denominado, velocidade de infiltração estabilizada ( $K_0$ ), ou ainda velocidade de infiltração básica da água no solo (VIB).

Entre as propriedades físicas do solo, a infiltração é uma das mais importantes quando se estudam fenômenos que estão ligados ao movimento da água e quantificação da parcela de chuva ou lâmina de irrigação que não infiltram no solo, ocasionando o escoamento superficial (CECÍLIO et al., 2013). O escoamento superficial da água no solo é um dos principais fatores responsáveis pela erosão dos solos brasileiros já que ocorrem de forma pouco notável em sua fase inicial com destaque para áreas com relevo movimentado. Além do relevo, alguns outros aspectos como a inexistência de práticas conservacionistas e o mal manejo da irrigação tendem a potencializar o problema.

Mediante ao abordado, o presente trabalho teve como objetivo realizar a estimativa da velocidade de infiltração básica da água no solo na Fazenda Bom Jardim no município de Pedrinhas, Sergipe.

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

O presente trabalho foi desenvolvido na Fazenda Bom Jardim a qual está localizada no município de Pedrinhas, Sergipe. A propriedade tem como principais atividades agrícolas a fruticultura (citros e maracujá). O município de Pedrinhas está localizado no Leste Sergipano com área territorial de aproximadamente 33,144 km<sup>2</sup>. Possui precipitação média anual de 1.263 mm, temperatura média anual de 26,2 C° estando a 173 metros acima do nível do mar.

Segundo a Embrapa (1973) na região existe a predominância de solos da classe Argissolo Vermelho-Amarelo. O solo constituído por material mineral, que têm como características diferenciais a presença de horizonte B textural de argila com baixa atividade, ou alta, conjugada com saturação por bases baixa ou caráter alético. O horizonte B textural (Bt) encontra-se imediatamente abaixo de qualquer tipo de horizonte superficial, exceto o hístico. EMBRAPA (1973) & JACOMINE (2009). Neste contexto, é possível afirmar que a propriedade possui grande homogeneidade em relação aos solos existentes apresentando poucas alterações no seu relevo.

A velocidade de infiltração básica (VIB), foi determinada seguindo metodologia de BERNARDO et al., (2008), utilizando-se o método dos anéis infiltrômetros, que consiste em dois anéis, alocados concentricamente em nível, com o menor possuindo diâmetro de 25 cm e o maior com 50 cm, e altura de 30 cm, cravados até a metade. O anel externo tem como finalidade reduzir o efeito da dispersão lateral da água infiltrada do anel interno. Assim, a água do anel interno infiltra no perfil do solo em direção predominante vertical, o que evita a superestimativa da taxa de infiltração.

Fazendo uso de uma régua, é medido a infiltração vertical da água no anel interno, em intervalos em tempos de 2, 3, 5, 10, 15, 30 e 60 minutos. Os intervalos de tempo só são aumentados a partir do momento em que as leituras tornam-se constantes no mesmo intervalo. Assim que estabilizado, é empregado o intervalo superior na tentativa de acompanhar as decrescentes taxas de infiltração. O critério adotado neste trabalho para condição de taxa de infiltração constante é quando o valor de leitura da carga de água no cilindro interno torna-se próximo pelo menos três vezes.

A partir dos dados obtidos em campo foi possível determinar o tempo e a infiltração acumulados e a velocidade de infiltração básica (mm.h<sup>1</sup>) e classificá-la de acordo com a tabela abaixo.

Classe	Ko (mm.h <sup>-1</sup> )
Muito lenta	< 2
Lenta	3 - 5
Moderadamente Lenta	6 – 12
Moderada	13 - 30
Moderadamente Rápida	31 - 60

Rápida	61 - 100
Muito Rápida	101 - 200
Extremamente Rápida	> 200

Tabela 1. Classificação da velocidade de infiltração da água no solo.

Fonte: NETO et al., (1999)

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Analisando o gráfico (Figura 1), é possível observar que a velocidade de infiltração inicial da água no solo foi de aproximadamente 12,0 mm.h<sup>-1</sup>. Conforme o esperado, ocorreu a redução da infiltração em função do tempo apresentando depleção considerável por volta dos primeiros 15 minutos de análise. Este fenômeno pode estar relacionado aos chamados “bioporos” os quais são formados principalmente pela decomposição dos sistemas radiculares das plantas além de outros tipos de matéria orgânica.

Serafim et al., (2013), em seu trabalho afirma que os “bioporos” são formados pelas raízes e organismos do solo afetando diretamente na infiltração da água no mesmo. Desse modo, por volta dos 30 minutos de análise, a velocidade de infiltração média chega próximo do ponto de condutividade hidráulica do solo. Isto ocorre devido a um menor gradiente matricial quando comparado com as camadas superiores do solo. Este comportamento hidráulico demonstra a influência do horizonte “B” textural na drenagem do solo.

Quando observado os dados, nota-se que a velocidade de infiltração básica da água no solo em estudo foi de aproximadamente 9 mm.h<sup>-1</sup>. Segundo Netto et al., (1999), este solo pode ser classificado com moderadamente lento, já que o mesmo encontra-se entre 6 e 12 mm.h<sup>-1</sup>. Neste mesmo sentido, Bernardo et al., (2008) relacionam a textura dos solos com as suas respectivas VIB's onde 9,0 mm.h<sup>-1</sup> é enquadrado como solo de textura franco-argilosa corroborando com as análises anteriormente realizadas pela Faz. Bom Jardim.

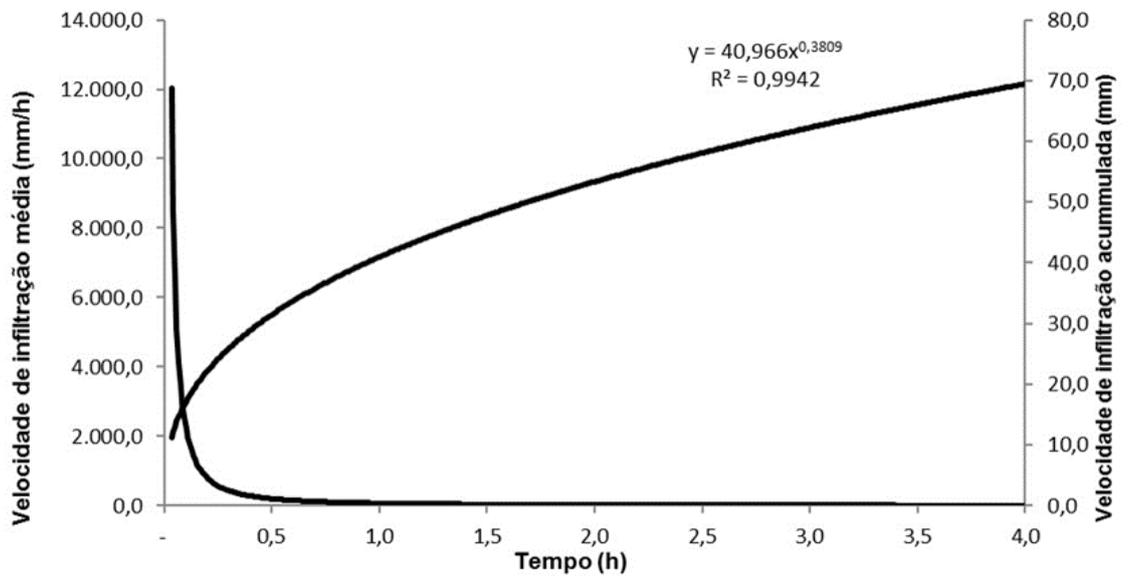


Figura 1. Velocidade de infiltração no Argissolo Vermelho-Amarelo na fazenda Bom Jardim, Pedrinhas-Sergipe.

Em trabalho semelhante realizado por Padrón et al., (2015) em um Argissolo amarelo distrófico típico de textura franca foi encontrado valores próximos a 15,0 mm.h-1. Ressalta-se que neste estudo, o solo possui características “francas” diferentemente do solo em questão o qual ocorre a predominância argilosa. Assim, é possível afirmar que o aumento dos teores de argila no solo influenciou de forma direta na redução da velocidade de infiltração da água.

#### 4 | CONCLUSÕES

Mediante aos resultados apresentados, é possível afirmar que o solo da propriedade Bom Jardim apresenta alto risco à erodibilidade devido a sua baixa velocidade de infiltração básica. Logo, as práticas de conservação do solo devem ser realizadas de forma imprescindível no intuito de garantir a sua exploração de forma sustentável.

#### 5 | AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem ao PRORH – Programa de Pós-Graduação em Recursos Hídricos da Universidade Federal de Sergipe e a CAPES pelo apoio.

#### REFERÊNCIAS

ARAÚJO, J.J.; SILVA, L.G.; COSTA, J.R.M.; MENDONÇA, V.; PEREIRA, M.F.S. **Infiltração de água em Neossolos Flúvicos sob sistemas de manejos na região do vale do Açu-RN**. Cadernos de Agroecologia – ISSN 2236-7934 – Anais do VI CLAA, X CBA e V SEMDF – Vol. 13, N° 1, Jul. 2018.

BERNARDO, S.; SOARES, A.A.; MANTOVANI, E.C. **Manual de irrigação**. 8. ed. Atual.e Ampl. Viçosa: UFV, 2008. 625 p.

BRANDÃO, V. S.; CECÍLIO, R. A.; PRUSKI, F. F.; SILVA, D. D. **Infiltração da água no solo**. 3.ed. Viçosa: UFV, 2006. 120p.

EMBRAPA. **Levantamento Exploratório-Reconhecimento dos Solos de Sergipe**. EMBRAPA Solos, UEP Recife. 1973.

JACOMINE, P.K.T. **A Nova Classificação Brasileira de Solos**. Anais da Academia Pernambucana de Ciência Agrônômica, vols. 5 e 6, p.161-179, 2008-2009.

NETO, R. A. et al. **Roteiro de aulas práticas de morfologia do solo**. 3ª ed. Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro. RJ.1999.

PADRÓN, R.A.R.; NOGUEIRA, H.M.C.M.; CERQUERA, R.R.; ALBINO, G.D.; NOGUEIRA, C.U. **Caracterização físico-hídrica do solo argissolo amarelo para estabelecimento de projeto e manejo da irrigação**. Acta Iguazu, Cascavel, v.4, n.1, p. 36-47, 2015.

REICHARDT, K. **A água em sistemas agrícolas**. São Paulo, Manole, 1987. 188 p.

SERAFIM, M.E.; OLIVEIRA, G.C.; VITORINO, A.C.T.; SILVA, B.M.; CARDUCCI, C.E. **Qualidade física e intervalo hídrico ótimo em Latossolo e Cambissolo, cultivados com cafeeiro, sob manejo conservacionista do solo**. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v.37, n., p:733-742, 2013.

SILVEIRA, B.S.; MELO, R.P.; CRUZ, C.A.C.; GONÇALVES, S.M.M.; MELO, G.A.; CHAVES, H.H.; FABIAN, A.J. **Velocidade de infiltração básica em áreas com diferentes usos e manejos**. Anais do II Seminário de Pesquisa e Inovação Tecnológica, Uberaba, MG, v.2, n.1, set., 2018.

## SALINIZAÇÃO DO RESERVATÓRIO CARIRA: UMA AVALIAÇÃO GEOQUÍMICA USANDO RAZÕES IÔNICAS

**Eveline Leal da Silva**

Instituto Federal de Educação, Ciência e  
Tecnologia do Piauí  
Floriano – Piauí

**Adnivia Santos Costa Monteiro**

Universidade Federal de Sergipe  
São Cristóvão – Sergipe

**Lucas Cruz Fonseca**

Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de  
Sergipe – ITPS  
Aracaju – Sergipe

**Lúcia Calumby Barreto Macedo**

Instituto Tecnológico e de Pesquisas do Estado de  
Sergipe – ITPS  
Aracaju – Sergipe

**José do Patrocínio Hora Alves**

Universidade Federal de Sergipe  
São Cristóvão – Sergipe

**RESUMO:** O reservatório de Carira, localizado na bacia do rio Vaza-Barris, Estado do Sergipe, encontra-se salinizado e sem condições de atender a determinados usos como o abastecimento humano e a agricultura. O objetivo deste trabalho foi identificar, através do diagrama de Gibbs (1970) e das razões iônicas, os principais processos geoquímicos envolvidos na salinização do reservatório. Foram utilizados dados das amostras coletadas nos períodos seco e chuvoso, em 2013 e 2014. O diagrama

de Gibbs apontou que a evaporação é o principal processo que controla a química da água, sendo responsável pela salinização do reservatório. As razões iônicas mostraram que as variações geoquímicas ocorridas durante a progressão da evaporação, levaram a precipitação de calcita e gipsita, ocasionando um enriquecimento em cloreto, sódio e magnésio e reduzindo as concentrações de cálcio, bicarbonato e sulfato. **PALAVRAS-CHAVE:** Diagrama de Gibbs, evaporação, hidrogeoquímica.

### SALINIZATION OF THE CARIRA RESERVOIR: A GEOCHEMICAL EVALUATION USING IONIC RATIOS

**ABSTRACT:** The Carira reservoir is located in the Vaza-Barris river basin, state of Sergipe. It's salinized and unable to meet certain uses such as human supply and agriculture. The objective of this work was to identify, through the Gibbs diagram (1970) and the ionic ratios, the main geochemical involved in reservoir salinization. Data from the samples collected during the dry and rainy periods were used in 2013 and 2014. The Gibbs diagram showed that evaporation is the main process that controls the water chemistry and it's responsible for the salinization of the reservoir. The ionic ratios showed that the geochemical variations occurring during the progression of evaporation led to the precipitations of calcite and gypsum, resulting in chloride, sodium and magnesium enrichment

and reducing the concentrations of calcium, bicarbonate and sulfate.

**KEYWORDS:** Gibbs diagram; evaporation; hydrogeochemistry.

## 1 | INTRODUÇÃO

O armazenamento de água tem sido priorizado pela gestão de recursos hídricos como forma de convívio com a escassez hídrica em determinadas regiões. Um dos problemas em zonas semiáridas como o Nordeste do Brasil é a salinização das águas dos reservatórios, devido principalmente, à elevada evaporação. A salinização representa um risco ao sistema de água doce, pois pode tornar a água inadequada para o consumo humano e irrigação (MERCHÁN *et al.*, 2015).

Com o intuito de investigar as principais causas da salinização em regiões áridas e semiáridas, as fontes primárias de salinização, através dos processos geoquímicos, têm sido de maneira recente e ampla, pesquisadas em todo o mundo (WAHED *et al.*, 2014; MERCHÁN *et al.*, 2015; FONTES *et al.*, 2015).

O reservatório Carira tem grande importância para a região do município de mesmo nome, por conta da intermitência dos corpos hídricos lóticos e a baixa pluviosidade da região, inferior a 800 mm anuais. De acordo com Alencar *et al.* (2018), suas águas encontram-se salinizadas e inadequadas para alguns de seus usos.

O objetivo desse trabalho foi identificar, com base no diagrama de Gibbs e nas razões iônicas, os principais processos geoquímicos responsáveis pela salinização da água do reservatório Carira, e deste modo contribuir para uma melhor gestão daquele ambiente hídrico.

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

O reservatório de Carira está inserido na bacia hidrográfica do rio Vaza – Barris (Figura 1) e foi construído pelo Departamento Nacional de Obras Contra a Seca (DNOCS), entre os anos de 1953 e 1955. Tem capacidade de armazenamento de até 822.000 m<sup>3</sup> e abrange uma área de lâmina hidráulica de 17,66 ha, drenando uma área com 5,22 Km<sup>2</sup>. Seus principais usos de projeto eram o consumo humano e a irrigação, que atualmente não estão sendo atendidos devido à salinização e impactos oriundos de despejos urbanos (ALENCAR *et al.*, 2018).

Amostras de água do reservatório foram coletadas e analisadas pelo Laboratório de Química da Água do Instituto Tecnológico e de Pesquisas de Sergipe (ITPS), seguindo os protocolos do *Standard Methods* (APHA, 2012). Compreenderam quatro campanhas de amostragem, realizadas nos períodos seco e chuvoso de 2013 e 2014. Todas as amostras foram coletadas na superfície e no ponto de coordenadas 10° 22' 12" S e 37° 42' 00" O. Os parâmetros analisados foram temperatura, pH, condutividade elétrica (CE), sólidos totais dissolvidos (STD), sódio, potássio, cálcio,

magnésio, cloreto, sulfato e bicarbonato.

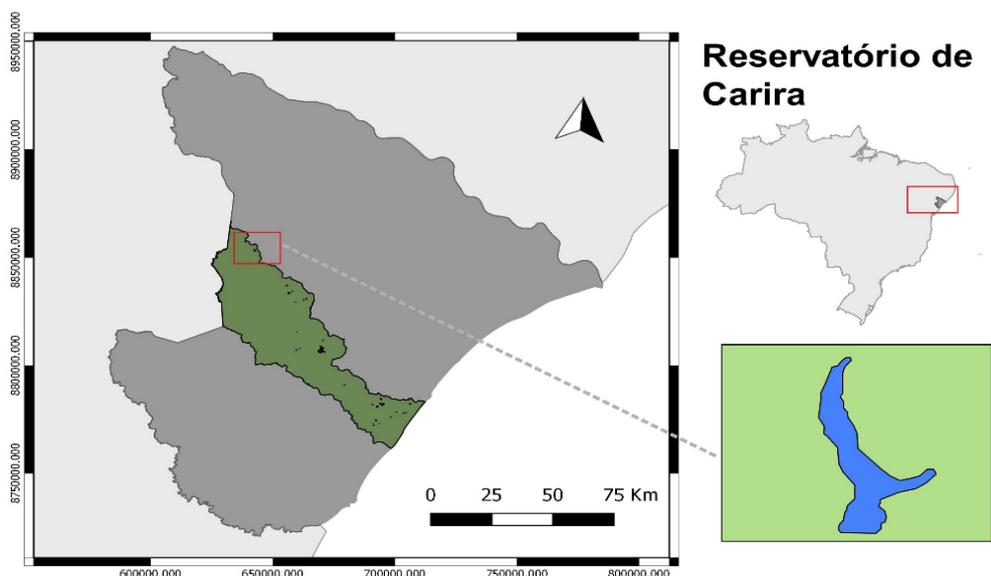


Figura 1. Localização do Reservatório Carira na bacia hidrográfica do rio Vaza – Barris

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 apresenta os resultados obtidos e evidencia que a abundância iônica está distribuída na seguinte ordem:  $\text{Na}^+ > \text{Mg}^{2+} \gg \text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Cl}^- \gg \text{HCO}_3^- > \text{SO}_4^{2-}$ .

A salinização pode ser definida, para uso na irrigação, através da medida da condutividade elétrica (CE), em  $\mu\text{S cm}^{-1}$ . O reservatório Carira apresentou valores de condutividade acima de  $2.250 \mu\text{S cm}^{-1}$ , sendo considerado com *nível de muito alta salinidade* pelo diagrama de Richards (DELGADO *et al.*, 2010).

Parâmetros	2013		2014	
	Jun.	Dez.	Jul.	Nov.
pH	8,3	8,4	8,4	8,3
CE ( $\mu\text{S cm}^{-1}$ )	12326	10814	10887	10662
STD ( $\text{mg L}^{-1}$ )	8505	6056	7512	5971
T ( $^{\circ}\text{C}$ )	25	26	25,4	26
$\text{Na}^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	1603,9	1114,68	1145,03	1197,22
$\text{K}^+$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	23,79	8,53	21,85	22,3
$\text{Ca}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	283,78	103,72	370,9	315,63
$\text{Mg}^{2+}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	423,46	295,59	468,4	379
$\text{SO}_4^{2-}$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	147,29	78,79	186,57	207,08
$\text{Cl}^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	3820,88	3218,51	3350	3217
$\text{HCO}_3^-$ ( $\text{mg L}^{-1}$ )	228,3	182,4	198,9	202,4

Tabela 1. Características químicas da água do reservatório Carira

Para a identificação dos mecanismos responsáveis pelas características inorgânicas da água, é utilizado em todo o mundo o diagrama de Gibbs (1970), que apresenta três campos distintos, associados ao domínio da precipitação atmosférica,

do intemperismo e da evaporação.

As amostras da água do reservatório Carira ficaram totalmente inseridas na área do gráfico controlado pelo processo de evaporação-cristalização (Figura 2). Isso significa que a composição química da água do reservatório Carira evoluiu geoquimicamente como resultado de sucessivas evaporações.

A água se apresentou enriquecida de  $\text{Na}^+$  em relação ao  $\text{Ca}^{2+}$ , caracterizada por uma alta relação  $\text{Na}/(\text{Na} + \text{Ca})$  e altas concentrações de STD. A abundância dos sais dissolvidos foi promovida pela retirada de água pura, como consequência da evaporação (FONTES *et al.*, 2015).

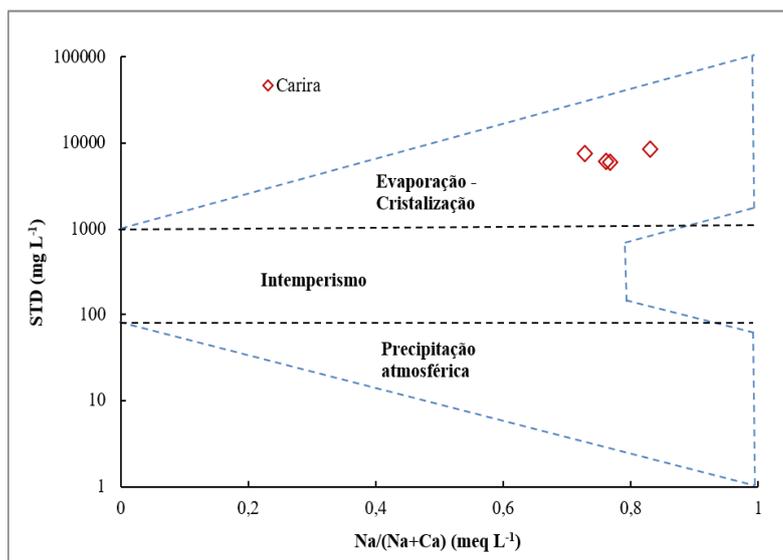


Figura 2. Diagrama de Gibbs para as amostras de água do reservatório de Carira

As razões iônicas são utilizadas para elucidar os processos químicos que afetam a química da água e para entender a evolução geoquímica desses processos (EL-SAYED, 2018). Vários estudos em águas superficiais (WAHED *et al.*, 2014; MERCHÁN *et al.*, 2015) e subterrâneas (EL-SAYED, 2018) utilizaram essa metodologia.

Na Figura 3 são apresentadas as concentrações do íon sódio *versus* cloreto. A linha 1:1 indica a predominância da dissolução do mineral halita ( $\text{NaCl}$ ). Os valores de  $\text{Na}^+$  das amostras do reservatório, se situaram abaixo dessa linha, indicando que houve redução das concentrações de  $\text{Na}^+$  diante do  $\text{Cl}^-$ , que por ser conservativo, manteve-se no meio áqueo.

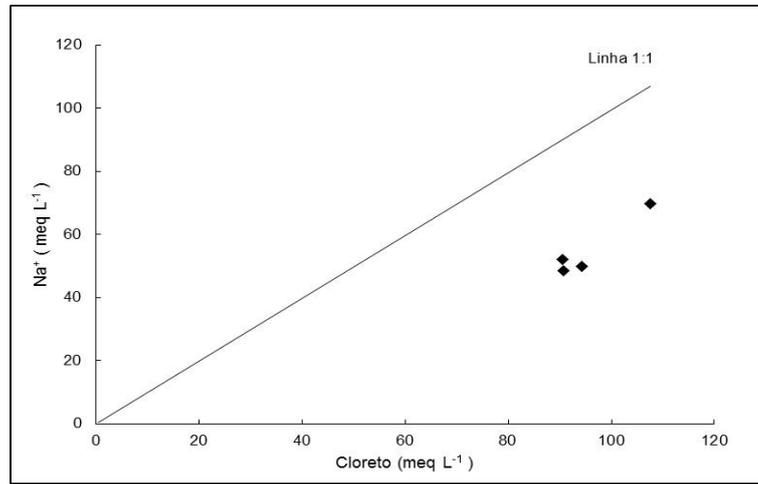


Figura 3. Distribuição das concentrações de  $\text{Na}^+$  em função do  $\text{Cl}^-$

Parte do  $\text{Na}^+$  pode ter sido removido da água com a evolução da evaporação, precipitando como  $\text{Na}_2\text{CO}_3 \cdot \text{NaHCO}_3$  (DREVER, 1997) ou através de troca iônica reversa (EL-SAYED, 2018). As amostras que apresentam relação entre sódio e cloreto inferior a 1, a troca iônica e/ou a evaporação são os processos dominantes resultando em aumento de  $\text{Cl}^-$  (PAZAND et al., 2018).

As concentrações de  $\text{Mg}^{2+}$ , superiores as de  $\text{Ca}^{2+}$ , apresentadas na Figura 4(a), indicam que a precipitação da calcita ocorreu de forma predominante sobre a precipitação da dolomita, devido a baixa cinética desta última (ALENCAR et al., 2018). A remoção de  $\text{Ca}^{2+}$  da água durante a precipitação de calcita resulta em uma razão crescente de  $\text{Mg}:\text{Ca}$  (WAHED et al., 2014).

A Figura 4(b) mostra que com a evolução da evaporação (aumento da concentração de  $\text{Cl}^-$ ), ocorreu uma significativa redução das concentrações de  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$ , devido a precipitação de espécies carbonáticas como a calcita ( $\text{CaCO}_3$ ) e a gipsita ( $\text{CaSO}_4$ ) (WAHED et al., 2014).

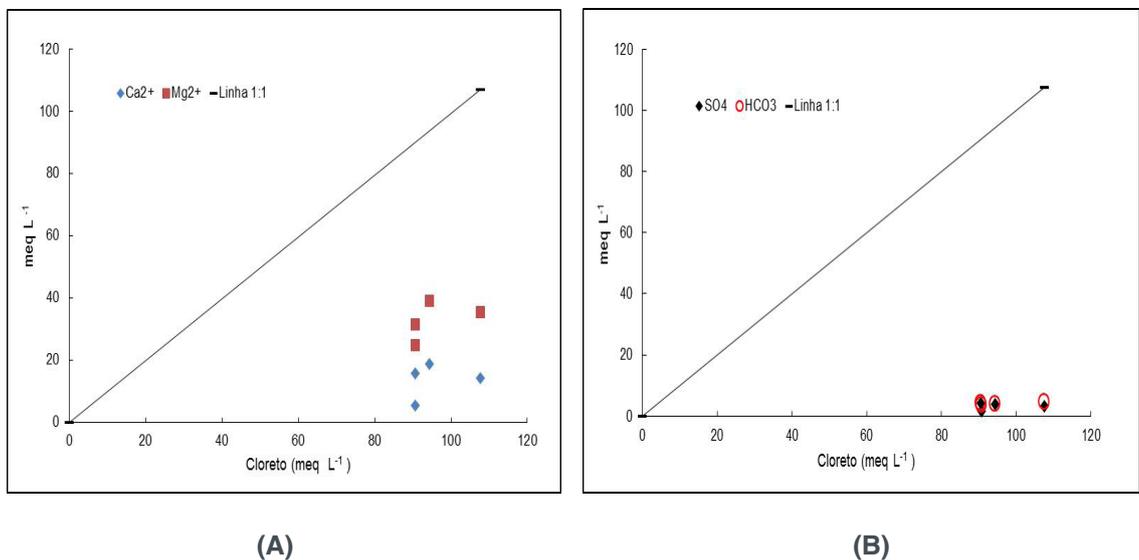


Figura 4. Distribuição das concentrações de a)  $\text{Ca}^{2+}$  e  $\text{Mg}^{2+}$  e b)  $\text{HCO}_3^-$  e  $\text{SO}_4^{2-}$  em função do  $\text{Cl}^-$ .

## 4 | CONCLUSÕES

1. A evaporação/cristalização é o principal mecanismo que controla a química da água no reservatório Carira;

2. Através das razões iônicas foi definido que as variações geoquímicas ocorridas durante a evaporação, estão associadas à precipitação dos minerais calcita e gipsita, com remoção parcial do sódio pela precipitação do carbonato – bicarbonato de sódio;

3. O processo de salinização levou a água do reservatório Carira a atingir uma composição iônica rica em cloreto, sódio e magnésio e com baixas concentrações de cálcio, bicarbonato e sulfato.

## 5 | AGRADECIMENTOS

Ao Programa de Monitoramento da Qualidade da Água das Bacias Hidrográficas do Estado de Sergipe (PMQA), ITPS-SEMARH.

Ao CNPq: Esse trabalho é parte do projeto “Hidrogeoquímica dos processos que controlam a salinização dos reservatórios de Sergipe”, aprovado na Chamada Universal 2018, e conta com financiamento do CNPq.

## REFERÊNCIAS

APHA, 2012. **Standard methods for examination of water and wastewater**, 17th ed. american public health association, Washington, DC.

ALENCAR, N. R. O.; LIMA, M. H. R.; SILVA, E. L.; MONTEIRO, A. S. C.; ALVES, J. P. H. **Processos hidrogeoquímicos envolvidos na salinização de reservatórios do Estado de Sergipe, Nordeste do Brasil**. In: SIMPÓSIO DE RECURSOS HÍDRICOS DO NORDESTE, 15. 2018, Maceió. **Anais [...]**, Porto Alegre: ABRHidro, 2018. 8 p.

DELGADO, C. et al. **Quality of groundwater for irrigation in tropical karst environment: The case of Yucatán, Mexico**. **Agricultural Water Management**, [s.l.], v. 97, n. 10, p.1423-1433, out. 2010. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.agwat.2010.04.006>.

DREVER, James I. **The geochemistry of natural waters: surface and groundwater environments**. 3. ed. New Jersey: Prentice Hall, 1997. 436 p.

EL-SAYED, Salah Abdelwahab. **Study of Groundwater in Northeast Cairo Area, Egypt**. **Journal Of Geoscience And Environment Protection**, [s.l.], v. 06, n. 04, p.229-251, 2018. Scientific Research Publishing, Inc,. <http://dx.doi.org/10.4236/gep.2018.64014>.

FONTES, A. S.; ZUCCHI, M. R.; MEDEIROS, Y. D. P.; AZEVEDO, A. E. G. **Avaliação dos fatores intervenientes no processo de salinização em reservatórios superficiais do semiárido brasileiro**. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, Porto Alegre, v. 20, n. 3, p.708-721, 2015.

GIBBS, R. J. **Mechanisms Controlling World Water Chemistry**. **Science**, [s.l.], v. 170, n. 3962, p.1088-1090, 4 dez. 1970. American Association for the Advancement of Science (AAAS). <http://dx.doi.org/10.1126/science.170.3962.1088>.

MERCHÁN, D.; AUQUÉ, L. F.; ACERO, P.; GIMENO, M. J.; CAUSAPÉ, J. **Geochemical processes**

**controlling water salinization in an irrigated basin in Spain: Identification of natural and anthropogenic influence. Science Of The Total Environment, Zaragoza, n. 502, p.330-343, 2015.**

PAZAND, Kaveh et al. **Identification of the hydrogeochemical processes and assessment of groundwater in a semi-arid region using major ion chemistry: A case study of Ardestan basin in Central Iran.** Groundwater For Sustainable Development, [s.l.], v. 6, p.245-254, mar. 2018. Elsevier BV. <http://dx.doi.org/10.1016/j.gsd.2018.01.008>.

WAHED, M. S. M. A.; MOHAMED, E. A.; EL-SAYED, M. I.; M'NIF, A.; SILLANPÄÄ, M. **Geochemical modeling of evaporation process in Lake Qarun, Egypt. Journal Of African Earth Sciences, [s.l.], v. 97, p.322-330, set. 2014. Elsevier BV.**

## SIMULAÇÃO NUMÉRICA DO AMORTECIMENTO DE ONDAS EM RESERVATÓRIO DE BARRAGENS

### **Adriana Silveira Vieira**

UEMS- Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul – Coxim, MS. Departamento de Ciências Biológicas e Gestão Ambiental.

### **Germano de Oliveira Mattosinho**

IFMG – Campus Avançado Piumhi/SP – Piumhi-MG,  
Departamento de Engenharia Civil

### **Geraldo de Freitas Maciel,**

UNESP- Universidade Estadual Paulista,  
Departamento de Engenharia Civil, PPGEM-  
Programa de Pós Graduação em Engenharia  
Mecânica, ProfÁgua (Mestrado Profissional) - Ilha  
Solteira – S.P.

**RESUMO:** Este trabalho descreve a aplicação do modelo SWAN (Simulating WAves Nearshore) com o módulo vegetação (SWAN-VEG) para local localizado no lago da barragem de Ilha Solteira - São Paulo, Brasil. O reservatório da barragem de Ilha Solteira é um dos trechos da rota comercial da Hidrovia Tietê-Paraná. Com o intuito de analisar a influência da vegetação sobre a redução da energia das ondas (produzidas por vento) perto das margens do lago, o modelo numérico foi aplicado, considerando a batimetria real do lago, atentando-se para os fatores de atenuação devido à vegetação junto à margem esquerda do lago, mais próxima à barragem. Neste caso,

foram testados distintos valores de velocidade e direção do vento, bem como diferentes arranjos da área vegetada e batimetrias. Em um segundo momento, foram estudados casos sem a influência da vegetação de modo a obter uma comparação da atenuação destas ondas com a vegetação. O artigo traz à discussão a necessidade premente de se disponibilizar de batimetria refinada junto às margens para se estimar as boas faixas de atenuação de ondas. **PALAVRAS-CHAVE:** Atenuação de energia, Swan, Vegetação.

### **NUMERICAL SIMULATION OF WAVES ATTENUATION IN RESERVOIRS OF DAMS**

**ABSTRACT:** This article describes the application of SWAN model (Simulating Waves Nearshore) with vegetation module (SWAN-VEG) in the lake of Ilha Solteira dam - São Paulo, Brazil. The Ilha Solteira dam reservoir is one of the segments of Tietê-Paraná waterway. In order to analyze the influence of vegetation on the reduction of wave energy (produced by wind) near the banks of the lake, the numerical model was applied considering the bathymetry of the lake, paying attention to the energy attenuation factors due to the vegetation along the left bank of the lake, closer to the dam. In this case, we tested some values of velocity and wind direction as well as different arrangements of the vegetated area bathymetry. In a second,

some cases without the influence of the vegetation were studied in order to obtain a comparison for the cases with vegetation. The article brings to the discussion the need to provide refined bathymetry along the banks for calculating correctly the wave energy dissipation ranges due to the vegetation.

**KEYWORDS:** Energy attenuation, Swan, Vegetation.

## 1 | INTRODUÇÃO

A Hidrovia Tietê-Paraná é uma rota de navegação que atravessa as regiões sul, sudeste e centro-oeste do Brasil. Permite a navegação do transporte de cargas e passageiros ao longo dos rios Paraná e Tietê, sendo de extrema importância para o escoamento da produção agrícola dos estados de Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Goiás e para uma parcela de Rondônia, Tocantins e Minas Gerais. A Figura 1 mostra o segmento da Hidrovia Tietê-Paraná, no lago da barragem de Ilha Solteira.

Em certas áreas do lago, as ondas geradas pelos ventos, além de poderem trazer dificuldades à navegação, são responsáveis pela erosão das margens e desbarrancamentos. Para mitigar tais efeitos, as vegetações naturais ou ali inseridas podem vir a atenuar as ondas e seus efeitos, o que vem constituir opção de bioengenharia interessante, pois dissipa energia, sem prejuízos ambientais e econômicos. Portanto, é fundamental analisar a influência da vegetação sobre a redução da energia das ondas perto das margens do lago.

Em Vieira, A.S *et al.* (2013), o modelo SWAN, Booij *et al.* (1996), foi aplicado para caracterizar as ondas geradas pelo vento sobre o lago da barragem (sem vegetação). É importante salientar que para o lago de Ilha Solteira há um extenso plano de monitoramento. No entanto, essas medições foram feitas apenas em quatro locais distribuídos no lago, o que impossibilita uma visão geral de todo o lago como o modelo numérico é capaz de fornecer.

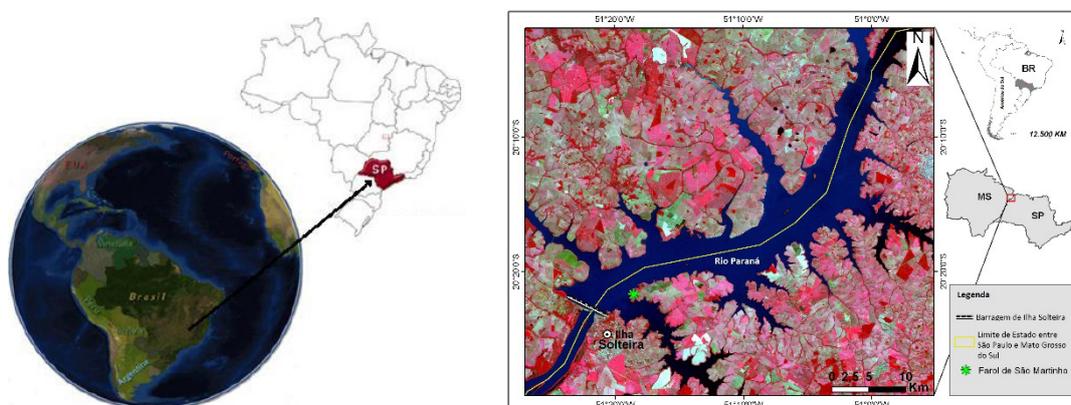


Figura 1: Barragem do reservatório de Ilha Solteira, São Paulo, Brasil.

Representação do segmento / rota da Hidrovia Tietê-Paraná. Vistas gerais.

Para analisar a influência da vegetação na redução da altura das ondas junto às

margens, a intenção deste trabalho foi aplicar a versão do modelo numérico SWAN (versão 41.01, SWAN Team, 2014), que inclui a dissipação de energia devido à vegetação, SWAN-VEG, Suzuki *et al.* (2011), na área do lago da barragem de Ilha Solteira.

## 2 | MODELO NUMÉRICO SWAN-VEG

### 2.1 Conceitos Básicos

O modelo numérico SWAN (*Simulating WAVes Nearshore*) modela a geração, propagação e dissipação de ondas do mar com base na equação de balanço da ação das ondas, Booij *et al.* (1999). Este modelo, de domínio público, é continuamente atualizado pela *Delft University of Technology* (Holanda).

O modelo SWAN é capaz de simular a propagação de ondas do mar a partir de alto mar até à costa e considera os principais processos físicos de refração, difração e empolamento, devido à variação da profundidade do fundo e à presença de correntes e ondas. Inclui também o crescimento de onda induzida pelo vento, quebras de onda devido à variação do fundo e à declividade, dissipação de energia por atrito no fundo, bloqueio de onda e reflexão, bem como a transmissão de ondas.

### 2.2 SWAN-VEG

Neste artigo, utilizou-se o modelo SWAN-VEG, Suzuki *et al.* (2011), original com a adição do módulo de vegetação, que contém um termo de dissipação de energia das ondas de entrada. Isso resulta em uma altura de onda inferior, uma vez que a energia da onda é menor na área com vegetação e na área posterior a mesma.

Assim, para ondas com propagação numa certa direção  $x$ , o fluxo de energia  $F = E \cdot c_g$  de onda permanece constante se nenhuma energia  $E$  for perdida ou adquirida. Isto é indicado pela equação 1.

$$\frac{\partial F}{\partial x} = 0 \rightarrow \frac{\partial}{\partial x} [E \cdot c_g] = 0, \text{ com } c_g: \text{ celeridade de grupo} \quad (1)$$

Contudo, a vegetação provoca uma perda de energia que resulta em uma diminuição do fluxo de energia e em novas condições de onda. Aqui o módulo de vegetação determina uma dissipação de energia de longo prazo,  $\varepsilon_v$  [ $\text{kg} \cdot \text{s}^{-3}$ ], que é subtraída do fluxo de energia das ondas (Dalrymple *et al.* (1984), e Kobayashi *et al.* (1993), Mendez e Losada (2004)). O próprio modelo SWAN original não muda, apenas um termo de dissipação extra é adicionado ao mesmo, conforme indicado pela equação 2:

$$\frac{\partial F}{\partial x} = -\varepsilon_v \rightarrow \frac{\partial}{\partial x} [E \cdot c_g] = -\varepsilon_v, \text{ com } \varepsilon_v: \text{ dissipação de energia} \quad (2)$$

O termo de dissipação é sempre negativo, uma vez que provoca uma perda de energia. A equação 3 mostra que a expressão de dissipação é uma função das seguintes condições de onda e de vegetação.

$$\varepsilon_v = \frac{1}{2\sqrt{\pi}} \rho C_D b_v N \left(\frac{kg}{2\sigma}\right)^3 \frac{\sinh^3(kah) + 3\sinh(kah)}{3k \cosh^3(kh)} H_{rms}^3 \quad (3)$$

Sendo:  $\rho$  a densidade da água,  $H_{rms}$  o erro médio quadrático,  $k$  o número de onda e  $\sigma$  é a frequência da onda.

A vegetação é modelada como obstáculos cilíndricos causando força de arrasto e definida por quatro características (altura -  $ah$  [m]; diâmetro -  $b_v$  [m]; densidade -  $N$  [planta/m<sup>2</sup>] e coeficiente de arrasto -  $C_D$  [-]). Há também um parâmetro usado para quantificar a vegetação, denominado fator de vegetação ( $V_f$  [planta/m]), dado pela equação 4.

$$V_f = b_v \times N \times C_D \quad (4)$$

### 3 | CARACTERÍSTICAS DA ÁREA DE ESTUDO

#### 3.1 Malhas

O domínio de cálculo do modelo SWAN foi discretizado em 3 malhas (Figura 2). A maior malha é de 54 km por 33 km, o espaçamento entre nós é de 1000 m, a qual abrange toda área do reservatório. A Malha 2 tem uma extensão de 26,6km por 28,4 km com 500m de distância entre os nós. A Malha 3 tem uma extensão de 14,8 km por 14,3 km e tem 250 m entre os nós.

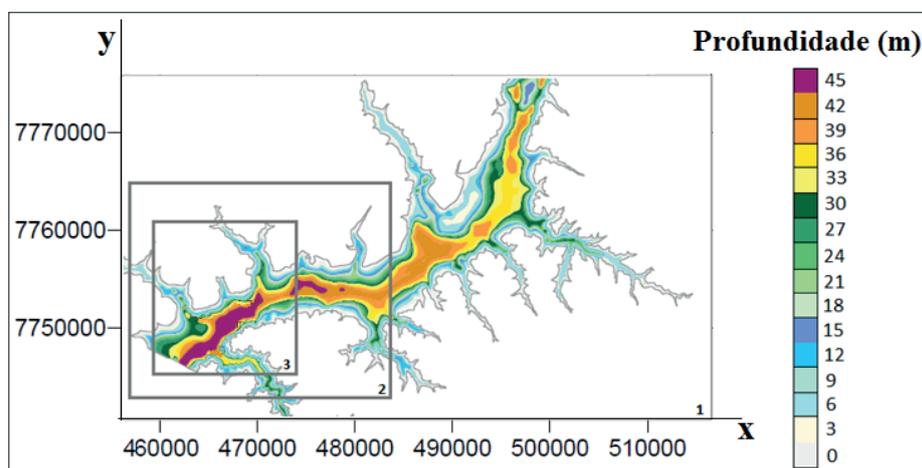


Figura 2: Características da Batimetria e malhas (escala em UTM).

Fonte: Próprio autor.

Malha	X Inicial	Y Inicial	Nº. DX	Nº. DY	DX (m)	DY (m)
1	456680	7741700	58	33	1000	1000
2	457220	7744520	53	34	500	500
3	459329	7745690	58	57	250	250

Tabela 1: Características das malhas utilizadas no modelo SWAN.

Para os cálculos do SWAN, o espectro direcional foi definido a partir da discretização de um espectro em frequência contendo 21 intervalos, de 0,070 a 2,0 Hz, com distribuição logarítmica, e de uma discretização em direção cobrindo os 360°, dividida em 144 intervalos ( $\Delta\theta = 2,5^\circ$ ). Todas as execuções foram realizadas com a versão 41.01 do SWAN e os fenômenos físicos incluídos: refração, o empolamento e a rebentação por influência do fundo e do excesso de declividade (*whitecapping*), interações entre tríades de ondas (*triad wave-wave interactions*) e a geração de harmônicas (*frequency shifting*). Todos estes parâmetros foram introduzidos no SOPRO-SWAN (FORTES *et al*, 2006).

A Figura 3 ilustra a área de estudo com a batimetria do Lago e malha de vegetação.

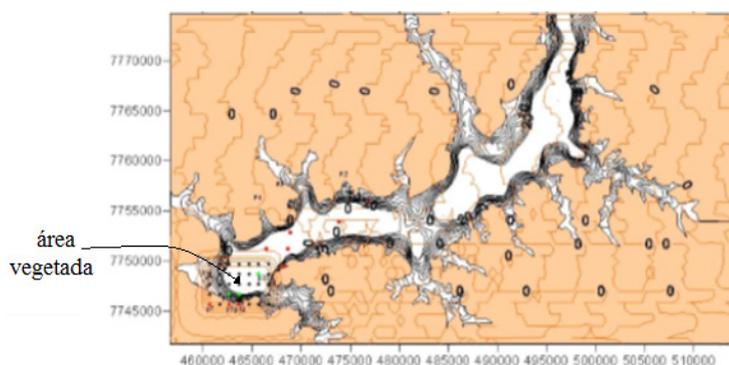


Figura 3: Visão geral do lago com as características da vegetação e batimetria.

Fonte: Próprio autor.

A Figura 4 indica os pontos analisados na área de estudo.

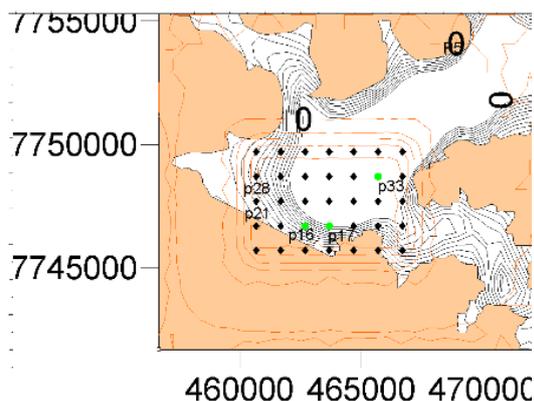


Figura 4: Características detalhadas da área com vegetação e pontos analisados.

Fonte: Próprio Autor.

### 3.2 Características dos Ventos

a) Teste1	Direção do vento (graus)	232.029
	Intensidade (m/s)	7.055
b) Teste2	Direção do vento (graus)	227.371
	Intensidade (m/s)	6.729

### 3.3 Características da Vegetação

A Tabela 2 apresenta as características da vegetação separadas em 3 casos. Para essas análises utilizou-se de uma planta com altura fixa de 0.3 m. O Parâmetro  $V_f$  (parâmetro de vegetação) é a combinação entre o diâmetro, a densidade e o coeficiente de arrasto, ele varia de 0 a 20 como mostra a Tabela 3 (Oude, 2010).

	Caso1	Caso2	Caso3
Diâmetro (m)	0.2	0.2	0.015
Densidade (N/m <sup>2</sup> )	1	4.3	258
Coeficiente de Arraste (-)	1	1	1
Parâmetro $V_f$ (m <sup>-1</sup> )	0.2	0.86	3.87

Tabela 2: Características da vegetação utilizadas no cálculo.

$V_f$ (m <sup>-1</sup> )	Descrição da planta
0	Sem vegetação
2	Baixa densidade e pequeno diâmetro para as plantas flexíveis
6	Baixa densidade e pequeno diâmetro para as plantas rígidas
10	Alta densidade ou de grande diâmetro para as plantas rígidas
20	Valor máximo do parâmetro vegetação para plantas rígidas

Tabela 3: Características do Parâmetro  $V_f$  (Oude, 2010).

## 4 | ESTUDO DE CASOS

A Tabela 4 apresenta as características de cada ponto, em coordenadas UTM, analisado nestes estudos de casos, bem como suas respectivas profundidades.

	x	y	z (Profundidade (m))
P16	422680	7746700	14.74
P17	463680	7746700	26
P21	460680	7747700	4
P28	460680	7748700	9.3
P33	465680	7748700	44.3

Tabela 4: Características dos pontos.

## 5 | RESULTADOS

A Tabela 5 traz os resultados obtidos utilizando-se as características descritas na Tabela 4. Tem-se, neste item, a comparação dos resultados obtidos **sem vegetação** e os casos 1-3 **com vegetação**, nos respectivos pontos.

Pontos		Vento		Altura Significativa sem vegetação	Altura Significativa com vegetação			% de amortização		
x	y	Intensidade (m/s)	Direção (graus)	Hs (m)	Caso 1 Hs(m)	Caso 2 Hs(m)	Caso 3 Hs(m)	1	2	3
P16										
462680	7746700	7.055	232.029	0.21828	0.218	0.21756	0.21842	-0,2	0,33	-0,06
462680	7746700	6.729	227.371	0.20182	0.2042	0.20373	0.20347	-1,21	-0,95	-0,82
P17										
463680	7746700	7.055	232.029	0.23467	0.2347	0.23368	0.23505	-0,02	0,42	-0,16
463680	7746700	6.729	227.371	0.21623	0.2161	0.21556	0.21622	0,05	0,31	0,00
P21										
460680	7747700	7.055	232.029	0.18949	0.1880	0.18945	0.18792	0,75	0,02	0,83
460680	7747700	6.729	227.371	0.18163	0.1817	0.18079	0.18074	-0,06	0,46	0,49
P28										
460680	7748700	7.055	232.029	0.21604	0.2158	0.21699	0.21633	0,09	-0,44	-0,13
460680	7748700	6.729	227.371	0.20765	0.2085	0.20665	0.20685	-0,43	0,48	0,39
P33										
465680	7748700	7.055	232.029	0.32217	0.3237	0.32135	0.32072	-0,48	0,25	0,45
465680	7748700	6.729	227.371	0.30124	0.3006	0.29978	0.29857	0,20	0,48	0,89

Tabela 5: Resultados das alturas significativas de ondas obtidas com e sem vegetação.

Observa-se que devido à baixa altura das plantas (0.3 m) com relação às profundidades (relação de submergência), neste caso variando de 4 a 44.3 m, a amortização das ondas foi insignificante, como era esperado, uma vez que a submergência da ordem de um traz a maior dissipação de energia, segundo a literatura.

Assim exposto, vale chamar à atenção para outro estudo do Grupo de Pesquisa que, utilizando-se dos mesmos parâmetros, foi recentemente realizado; desta vez com uma batimetria e malhagem mais refinadas junto às margens (MATTOSINHO, 2016), em condições de águas intermediárias a rasas. A partir deste estudo obteve-se uma resposta mais plausível no tocante aos percentuais de amortecimento, e de larga faixa de variação. Tais resultados são ilustrados pela Figura 5, com parâmetro de vegetação ( $V_f$ ) variando de 0.04 a 12.8 e plantas com 0.5 m de altura. O vento teste foi o característico reinante de NE de 5 m/s (MATTOSINHO, 2018).

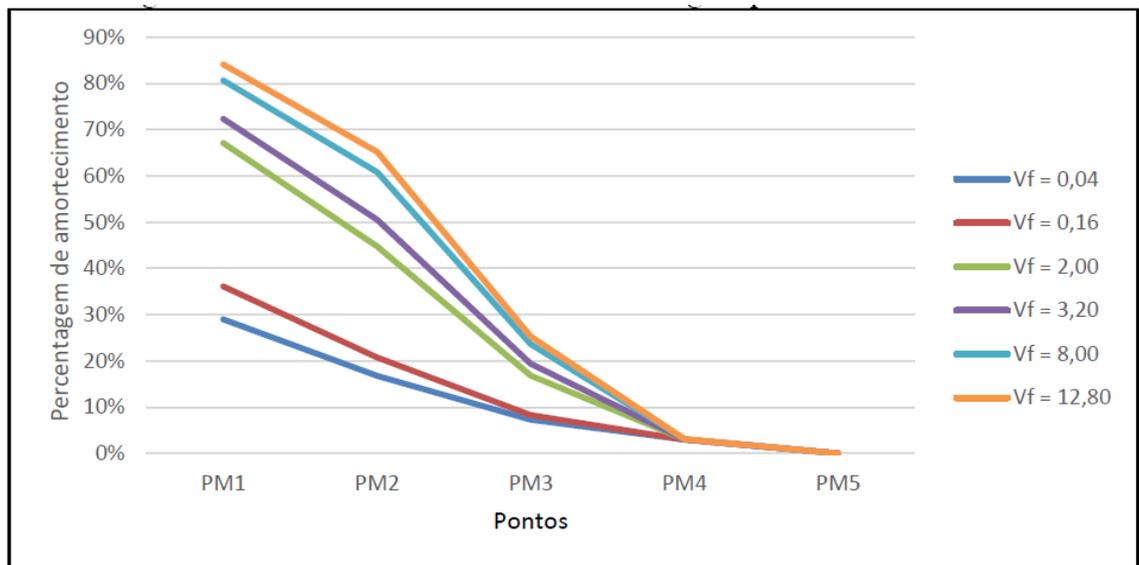


Figura 5: Amortecimento de ondas nas margens para uma velocidade do vento de 5 m/s. PM1 a PM5 variando, respectivamente, de 0.57 m a 2.98 m de profundidade. (MATTOSINHO, 2018).

## 6 | CONCLUSÃO

O código SWAN-VEG se mostrou operacional, produzindo resultados coerentes em termos de fatores ou percentuais de atenuação. De plano, os resultados corroboram o peso do fator de submergência (altura da planta/profundidade local) que, associado ao parâmetro  $V_f$ , são decisivos nos valores de percentuais de atenuação de alturas de onda pela vegetação marginal. Por fim, analisando as tabelas 4 e 5 observa-se que com o aumento da profundidade ocorre também um aumento na altura significativa das ondas tanto sem vegetação como com vegetação.

## REFERÊNCIAS

- BOOIJ, N., RIS, R.C., HOLTHUIJSEN, L.H.. 1999. **A Third-generation Wave Model for Coastal Regions**, Part I, Model Description and Validation. *Journal Geophysical Research*, 104 (C4), pp. 7649-7666.
- FORTES, C.J.E.M., PINHEIRO, L.V., SANTOS, J.A., NEVES, M.G., CAPITÃO, R., 2006. **SOPRO – Pacote integrado de modelos de avaliação dos efeitos das ondas em portos**. *Tecnologias da Água*, Edição I, March, pp. 51-61.
- MACIEL, G.F. et al. 2009. **Alerta de ventos e ondas para a segurança da navegação**. Proc. 6º Seminário de Transporte e Desenvolvimento Hidroviário Interior. Rio de Janeiro, 21 and 22 October. *Revista de Engenharia e Tecnologia* ISSN 2176-7270 V. 7 N° 2, Edição Especial Jun/2015 pag. 167
- MATTOSINHO, G.O. **Dissipação de Energia de Ondas Geradas por Ventos em Reservatórios de Barragens, devido à presença de Vegetação**. Dissertação (Mestrado em Engenharia Mecânica) – Faculdade de Engenharia, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira, 2016. 85p.
- MATTOSINHO, G.O.; VIEIRA, A.S.; MACIEL, G.F.; ROCHA, G.E.; TARDIVEL, J.L.C. **Dissipação de energia de ondas pela vegetação em recintos fechados**. Congresso Latinoamericano de Hidráulica, 2018.

OUDE, R. **Modelling wave attenuation by vegetation with SWAN-VEG. 2010. Dissertation (Master Thesis: Water Engineering & Management)** – University of Twente, Delft, 2010.

SUZUKI, T., ZIJLEMA, M., BURGER, B., MEIJER, M.C., NARAYAN, S., 2011. **Wave dissipation by vegetation with layer schematization in SWAN.** Coastal Engineering 59, 64–71. SWAN Team, 2014. SWAN scientific and technical documentation. SWAN Cycle III version 41.01. Report. Delft University of Technology.

VIEIRA, A.S., MACIEL, G.F; MATTOSINHO, G.O. 2015. **Atenuação De Ondas Pela Vegetação Estudo De Sensibilidade De Malhas No Swan Para O Lago Da Barragem De Ilha Solteira.** APRH. VIII Congresso sobre Planeamento e Gestão das Zonas Costeiras dos Países de Expressão Portuguesa. Aveiro-Portugal.

VIEIRA, A.S., 2013. **Análises, Aplicações e Validações – Numérico/Experimentais do Modelo SWAN em Áreas Restritas e ao Largo.** 251f. Tese (Doutorado em Engenharia Elétrica) – Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Universidade Estadual Paulista, Ilha Solteira – SP – Brasil.

## AVALIAÇÃO DE BARRAGENS SUBTERRÂNEAS EM PERNAMBUCO

### **Edmilton Queiroz de Sousa Júnior**

Universidade Federal de Pernambuco  
Caruaru – Pernambuco.

### **Eronildo Luiz da Silva Filho**

Universidade Federal de Pernambuco  
Caruaru – Pernambuco.

### **José Almir Cirilo**

Universidade Federal de Pernambuco  
Caruaru – Pernambuco.

### **Luciano Barbosa Lira**

Universidade Federal de Pernambuco  
Caruaru – Pernambuco.

### **Thaise Suanne Guimarães Ferreira**

Universidade Federal de Pernambuco  
Caruaru – Pernambuco.

**RESUMO:** A construção de barragens subterrâneas em Pernambuco foi iniciada a partir de algumas experiências de organizações não-governamentais e de pesquisas da Universidade Federal de Pernambuco, desenvolvidas no município de Pesqueira a partir do final dos anos 90. Cerca de 20 anos após à construção está sendo retomado o monitoramento dessas barragens e avaliados os resultados da operação neste período. Em complemento estão sendo avaliadas aluviões em todo o semiárido de Pernambuco com potencial de implementação de novas barragens subterrâneas.

**PALAVRAS-CHAVE:** semiárido, barragem subterrânea, tecnologias apropriadas.

### **EVALUATION OF UNDERGROUND DAMS IN PERNAMBUCO**

**ABSTRACT:** The construction of subsurface dams in Pernambuco was initiated by some experiments of non-governmental organizations and researches of the Federal University of Pernambuco, developed in the municipality of Pesqueira from the end of the 90s. About 20 years after the construction these dams are being monitored and the results of the operation in this period are being evaluated. In addition, alluvial deposits are being identified throughout the semi-arid region of Pernambuco, considering their potential for the implementation of new subsurface dams.

**KEYWORDS:** semi-arid, underground dam, subsurface dam, appropriate technologies

## **1 | INTRODUÇÃO**

A região semiárida do Nordeste brasileiro sofre continuamente com as estiagens, com graves consequências para a população desta região. Comumente se aplicam duas formas de armazenamento de água: em grandes reservatórios, com capacidade de regularização plurianual mas em quantidade e localização que os tornam insuficientes para

atender as demandas e em pequenos reservatórios, mais dispersos e com capacidade de regularização menor, espalhados aos milhares na região. Esses pequenos reservatórios também são conhecidos como barreiros. Por limitações técnicas e econômicas, devido à dificuldade de transporte de água, os grandes reservatórios não conseguem abastecer a população rural difusa, que se vale dos barreiros para suprir suas necessidades de abastecimento (CIRILO et al., 2008).

Entretanto, devido aos altos índices de evaporação, estes barreiros não resistem às secas prolongadas. É neste ponto que se fazem necessárias as tecnologias alternativas para armazenamento de água. Uma delas é a barragem subterrânea, um obra de baixo custo e simples de implantar e operar, adequada para as condições do semiárido desde que devidamente planejadas e operadas. A barragem subterrânea se destina a armazenar água nos vazios do solo aluvial. Sendo assim, se faz necessário conhecer os locais onde existem solos com características favoráveis a instalação desta tecnologia (CIRILO et al, 2003, COSTA, 2009). O geoprocessamento auxilia a localizar e avaliar os locais propícios para instalação de barragens subterrâneas, utilizando o cruzamento de informações de solos, dados hidrológicos, população a ser beneficiada, entre outros.

## **2 | OBJETIVOS**

O presente trabalho tem como objetivo apresentar o andamento da avaliação de unidades experimentais de barragens subterrâneas que estão sendo utilizadas em Pernambuco e a identificação de locais de ocorrência de aluviões propícios à instalação desse tipo de barragem em outras regiões do estado.

## **3 | CONSIDERAÇÕES GERAIS SOBRE AS BARRAGENS SUBTERRÂNEAS**

As barragens subterrâneas são estruturas que têm como objetivo impedir o fluxo subterrâneo de um aquífero pré-existente ou criado com a construção da barreira impermeável, ficando a água armazenada no perfil do solo, o que permite a acumulação da água nas aluviões. Sua construção consiste em escavar o depósito aluvial contido na calha do rio ou riacho, transversalmente à direção de escoamento do curso d'água até o embasamento cristalino, fazendo-se a impermeabilização da vala. Sem o barramento o solo permanece ainda saturado durante algum tempo, alimentado por águas que escoam do terreno saturado em níveis mais elevados do que a calha principal, porém este fluxo subterrâneo, em função dos gradientes hidráulicos, vai pouco a pouco percolando sub-superficialmente até o seu esgotamento. Se a água que percola pelo depósito aluvial for contida, haverá reservação da água na aluvião, elevando o nível freático, aumentando o armazenamento da água e estabelecendo condições favoráveis de captação a montante. Tais características impedem que a

água do aquífero aluvial acumulada continue a escoar durante o período de estiagem, enquanto que a jusante a acumulação de água vai baixando progressivamente. As barragens subterrâneas como alternativa para a convivência com a seca no semiárido são uma opção que apresenta potencial para a dessedentação animal e agricultura, tanto de subsistência familiar como para produção de culturas em escala de geração de renda para pequenos produtores rurais. A possibilidade de armazenamento de água livre de altas taxas de evaporação e sem perda de áreas produtivas são características importantes desse tipo de tecnologia. Nos períodos de estiagens prolongadas até mesmo para abastecimento humano a água acumulada tem sido utilizada, apesar de a qualidade ser inferior a de outras fontes como cisternas e dessalinizadores.

A tecnologia usada para a construção de barragens subterrâneas no semiárido brasileiro é simples e de baixo custo (se comparado à construção de barragens superficiais), caracterizando-se como uma alternativa vantajosa por se tratar de reservas estáveis do subsolo, onde se reduz a atuação da evaporação e também a contaminação por fontes poluidoras (DUARTE, 1999). Sua construção deve estar condicionada às características físicas e hidrogeológicas favoráveis, inclusive no tocante ao controle da salinização.

Além do fornecimento da água para usos diversos, a implantação de barragens subterrâneas objetiva a utilização da área de acumulação a montante do barramento para o desenvolvimento de cultivos agrícolas. Em áreas cujas condições naturais permitam a formação de um reservatório de proporções significativas torna-se viável a realização de irrigação, sendo para isso imprescindível a utilização de técnicas agrícolas que racionalizem ao máximo a utilização da água.

Embora não existam muitos registros na literatura técnica sobre o assunto, foram identificadas algumas experiências em outros países. Segundo Kim (2017), 6 barragens subterrâneas são operadas na Coréia desde a década de 80, a maioria construída no início da mesma década. Experiências na região de Boda-Kalvsvik, na Suécia, buscaram através de ferramentas GIS e sensoriamento remoto localizar possíveis áreas para a construção desse tipo de barragem (JAMALI et al, 2013). O resultado mostrou que 20% da área total estudada tem potencial para barragens subterrâneas. No sul da Índia, na Bacia do Rio Palar, água subterrânea abastece uma estação nuclear nas proximidades, além de irrigação, indústria e usos domésticos. Estudos para implantação de uma barragem subterrânea na localidade concluíram que com a construção da barreira é possível aumentar o armazenamento e a exploração de forma significativa (SENTHILKUMAR e ELANGO, 2011).

A construção da barragem subterrânea compreende quatro etapas. A primeira é a análise do leito do curso d'água, avaliando as características do solo, sua profundidade e a geometria do curso. O barramento deve ser instalado de forma a propiciar o maior acúmulo de água possível a montante. A segunda etapa é a escavação do eixo onde será instalado o septo impermeável, que pode ser feita de forma mecânica ou manual e deve ter a profundidade máxima possível, até se encontrar o leito rochoso.

A terceira etapa é a instalação do septo impermeável, o qual pode ser várias origens, mas os materiais mais comuns são a lona plástica e a argila compactada. O quarto e último passo é o fechamento da vala, que deve ser feito com o devido cuidado para não danificar o septo impermeável. (COSTA, 2009)

Geralmente, antes do fechamento da vala, é adequada a instalação de um poço amazonas visando a captação da água para irrigação, dessedentação de animais e consumo humano quando a qualidade da água é apropriada. Esse poço deve possuir uma camada drenante na base para propiciar uma melhor infiltração da água.

A Figura 1 ilustra as partes constituintes de uma barragem subterrânea do modelo Costa & Melo, desenvolvido na UFPE (COSTA, 2001).

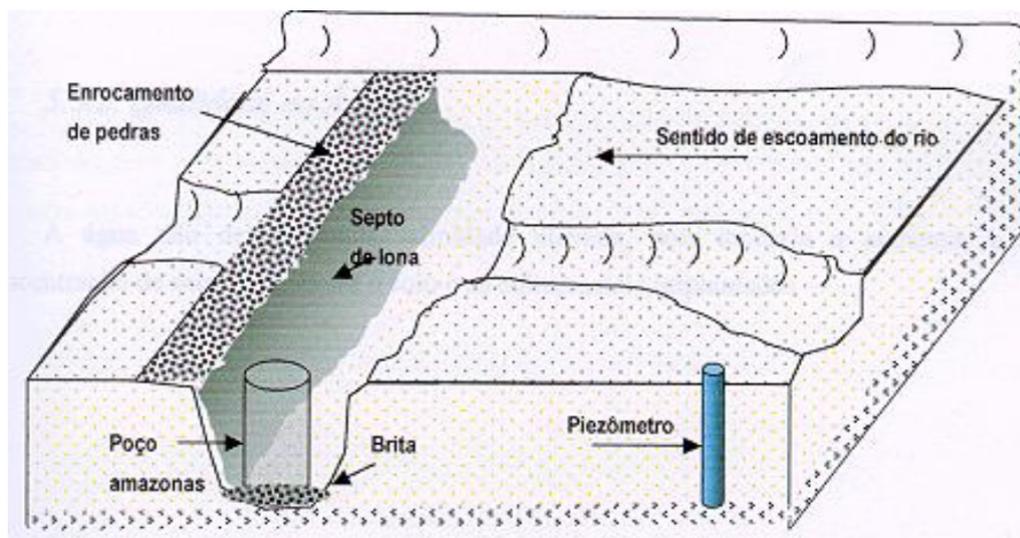


Figura 1 - Esquema de uma barragem subterrânea. (Costa, 2001)

Recomenda-se que sejam construídos dispositivos para melhorar a recarga e o fluxo da água no solo, como drenos horizontais e inclinados, inclusive na direção do poço amazonas. Outra medida recomendada é a limitação do septo impermeável, para evitar que o nível d'água permaneça sempre elevado na região onde a evapotranspiração é mais intensa, de modo a reduzir a concentração de sais.

As três barragens que fazem parte da avaliação atual se situam no vale do riacho Mimoso, integrante da bacia do Rio Capibaribe. Este riacho se localiza no município de Pesqueira, na zona semiárida do estado de Pernambuco. As barragens em estudo são conhecidas como Fundão II, Cafundó I e Cafundó II.

Numa primeira análise a respeito do estado em que se encontram, percebeu-se que a barragem Fundão II estava inativa no tocante a atividades agrícolas irrigadas, enquanto as outras duas apresentavam esse tipo de atividade, sendo utilizadas para a produção de coentro e posteriormente de milho, em Cafundó I, e de beterraba, couve e jerimum em Cafundó II. Foi decidido proceder a recuperação da barragem Fundão II, com reconstrução do septo impermeável e instalação de piezômetros na área a montante da barragem para monitoramento, assim como para Cafundó I.. Na

última barragem, Cafundó II, que dispõe de piezômetros, está sendo construída uma seção vertedora que possibilite a medição da vazão de cheia do riacho Mimoso, para auxiliar a quantificação da recarga.

#### 4 | IDENTIFICAÇÃO DE ALUVIÕES PARA INSTALAÇÃO DE NOVAS BARRAGENS SUBTERRÂNEAS EM PERNAMBUCO

A condutividade hidráulica é um parâmetro que tem por objetivo quantificar a velocidade com que o fluido percola em um solo. Este parâmetro é de suma importância para estudos contemplando o transporte de água no solo. A condutividade hidráulica saturada ( $K_s$ ) é determinada pela geometria, distribuição e continuidade dos poros (MESQUITA E MORAES, 2004). Isto implica que, entre outros fatores, solos com mais uniformidade de granulometria tem uma maior condutividade hidráulica que os de granulometria mais descontínua.

Aluviões são formações de solos cujos constituintes são transportados pelos cursos d'água e depositados em áreas nas quais o fluxo tem sua velocidade reduzida. Esses solos possuem granulometria variada, em função da velocidade do curso d'água e da sua origem. O transporte de sedimentos se inicia com a degradação das regiões mais altas e esse material é carregado por todo o percurso do rio.

Como os solos aluviais são constituídos em sua maioria por areia com granulometria média mais elevada que a maioria dos demais solos, possuem maior condutividade hidráulica (Tabela 1), o que permite bom potencial de infiltração, sendo então o melhor tipo de solo natural a ser utilizado para a implantação das barragens subterrâneas. Deve-se também atentar quanto à presença de solos com elevada salinidade nas redondezas, para reduzir a concentração de sais nos depósitos formados pelas barragens.

Constituição provável do solo	Coefficiente de infiltração (litros/m <sup>2</sup> / dia ou mm/dia)
Rochas, argilas compactadas	<20
Argilas de cor amarela ou marrom, medianamente compactas	20 a 40
Argila arenosa	40 a 60
Areia ou silte argiloso	60 a 90
Areia bem selecionada	>90

Tabela 1 – Faixas para o coeficiente de infiltração em função do tipo de solo (NBR 7229/93)

Com base nessas características buscou-se identificar a rede de solos aluviais que tenham potencial para construção de barragens subterrâneas em Pernambuco. Para isso foi utilizada como principal fonte de dados o Zoneamento Agroecológico de Pernambuco, desenvolvido pela EMBRAPA (EMBRAPA, 2001).

Foram utilizadas técnicas de geoprocessamento para compor as informações do presente estudo. O cruzamento das informações com outras bases de dados, em andamento, busca quantificar a capacidade de acumulação nas aluviões e a qualidade da água do ponto de vista geoquímico.

A Figura 2 ilustra as localidades com solos aluviais identificados na rede de rios do estado de Pernambuco.

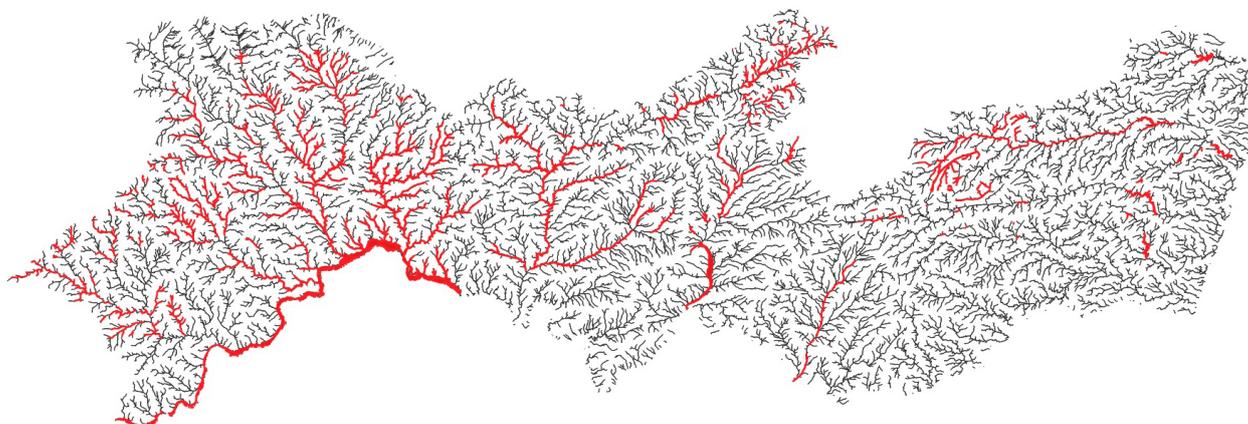


Figura 2 – Solos aluviais no estado de Pernambuco (em vermelho).

## 5 | AVALIAÇÃO DA OPERAÇÃO DAS BARRAGENS SUBTERRÂNEAS

Para ilustrar o benefício que pode ser gerado por barragens subterrâneas, foram recolhidos dados da situação de algumas famílias beneficiadas. Na primeira, Fundão II, situada mais a montante, o proprietário do local afirmou que, anteriormente à existência da barragem, a água necessária para a dessedentação dos animais nos períodos de seca era comprada em carroças, com custo em torno de R\$ 10,00 por cada carroça carregada com duas bombonas de água, cada uma possuindo volume de 200 litros, totalizando 400 litros por carroça. Em um ano de inverno normal, a barragem, apesar de não se encontrar em perfeitas condições de funcionamento, garante o abastecimento das criações de gado bovino de duas famílias, gerando a economia apresentada na Tabela 2:

Família	Animais	Consumo (Carroças/dia)	Economia diária (R\$)	Economia mensal (R\$)
1	12	3	30,00	900,00
2	20	5	50,00	1.500,00

Tabela 2 - Economia mensal devido a barragem Fundão II.

Na Figura 2 pode-se ver o poço situado na barragem Cafundó II e as carroças utilizadas para abastecimento local.

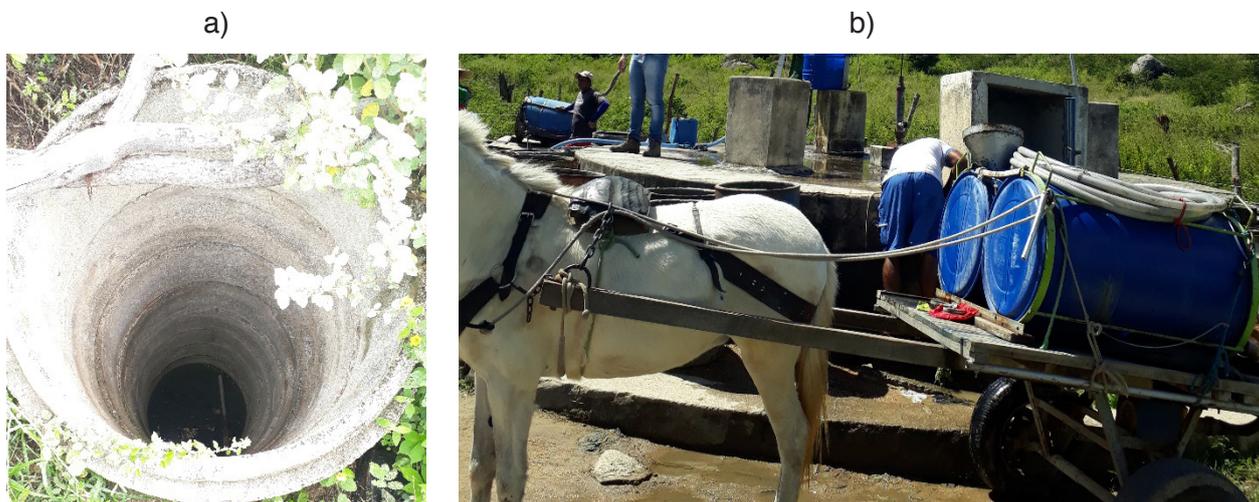


Figura 2 – a) Poço amazonas na barragem Cafundó II. b) Exemplo de carroça utilizada para abastecimento na região das barragens.

A água também é utilizada para o cultivo de diversas frutas para consumo próprio da família. Retirando o equivalente a uma carroça por dia, a família colhe mamão, caju, abacaxi, manga e coco.

Já a barragem Cafundó II, encontrada em 2018 com maior volume de água armazenada e em melhores condições, atende a várias famílias, chegando-se a ter cerca de 200 animais mantidos pela água retirada das barragens. Além disso, nas proximidades da barragem, uma família produz coentro e beterraba em escala para comercialização. Entre quatro e seis pessoas trabalham no cultivo em cada safra. A média de produção e os valores de renda obtida com a colheita são mostrados nas Tabelas 3 e 4, observando-se que esses valores podem variar em função do mercado.

Cultura	Valor de venda (R\$/m <sup>2</sup> )	Tempo de colheita (dias)	Produção média (m <sup>2</sup> )	Rendimento total (R\$)
Coentro	2,00 - 20,00	40	500	1000,00 – 10.000,00

Tabela 3 - Produção e colheita de coentro estimada pelo produtor na barragem Cafundó I.

Cultura	Valor de venda (R\$/kg)	Tempo de colheita (dias)	Produção média (kg)	Rendimento total (R\$)
Beterraba	0,30 - 1,00	60	8000	2.400,00 – 8.000,00

Tabela 4 - Produção e colheita de beterraba estimada pelo produtor na barragem Cafundó II.

Na Figura 3 pode-se observar a cultura de beterraba desenvolvida área desta barragem no primeiro semestre de 2018.



Figura 3 - Cultura de beterraba realizada na área de Cafundó II.

Considerando que somente as propriedades rurais que dispõem de barragens subterrâneas apresentaram água nas aluviões nos trechos represados que geraram os benefícios citados, observa-se sua importância para a geração de renda familiar.

O monitoramento ao longo do período de operação das barragens entre 2009 e 2018 foi interrompido. Tendo em vista o período de seca extrema ocorrida entre 2011 e 2017, quando não houve recarga, a água acumulada nas aluviões controladas pelas barragens subterrâneas foi naturalmente exaurida. Medições pontuais retomadas mostram níveis de sais da mesma ordem ou pouco superiores aos observados até 2009, não conclusivos porque as amostras foram coletadas já no final do período de produção de 2018, após utilização mais intensa da água. A continuidade do monitoramento deverá permitir conclusões mais seguras.

## 6 | CONCLUSÕES

De forma geral, a barragem subterrânea é uma alternativa que se mostra capaz de suprir a demanda de água no meio rural, principalmente quanto à produção agrícola e animal, criando a possibilidade de geração de renda durante todo o ano, porém faz-se necessário o controle e acompanhamento do uso da água, tanto nos aspectos qualitativos quanto quantitativamente.

O auxílio técnico após à construção da barragem é importante para que o agricultor não desperdice a água acumulada com horários e técnicas inadequadas de irrigação ou ainda com o plantio de culturas inadequadas. A locação adequada para o represamento e o manejo correto da barragem também pode evitar a salinização do solo, evitando a perda de produtividade.

Passados 20 anos após à construção das barragens no riacho Mimoso, distrito de Mutuca, município de Pesqueira, as intervenções feitas continuam a apresentar-se como relevantes e positivas para a região.

## REFERÊNCIAS

- CIRILO, J. A. (2008). **Políticas Públicas de Recursos Hídricos para o Semiárido Brasileiro**. Estudos Avançados, v. 63, p. 61-82.
- CIRILO, J. A.; COSTA, M. R.; ABREU, G. H. F. G. BALTAR, A M.; AZEVEDO, L. G. (2003). **Soluções para o suprimento de água de comunidades rurais difusas no semiárido brasileiro: avaliação de barragens subterrâneas**. Revista Brasileira de Recursos Hídricos, v.8, n.4, p.5-24.
- COSTA, M.R. (2009). **Sustentabilidade Hídrica e Qualidade das Águas: Avaliação das Estratégias de Convivência com o Semiárido**. Tese de Doutorado, UFPE, Departamento de Eng. Civil, Programa de Tecnologia Ambiental e Recursos Hídricos, 2009.
- COSTA, W. D. (2001). **Barragem subterrânea: uma obra de redenção no semi-árido**. Águas Subterrâneas.
- DUARTE, R. (1999). **A Seca Nordestina de 1998-1999: Da crise Econômica a Calamidade Social**. Recife, SUDENE (PE), 162p.
- EMBRAPA. ZAPE: **Zoneamento Agroecológico de Pernambuco**. Disponível em: <<http://www.uep.cnps.embrapa.br/zape/>>. Recife, 2001. Acesso em: 08 de maio de 2018.
- MESQUITA, M. G. B. F.; MORAES, S. O. (2004). **A dependência entre a condutividade hidráulica saturada e atributos físicos do solo**. Ciência Rural, v.34, p.963-969, 2004.
- KIM, Jong-Tae; KIM, Man-II; CHOO, Chang-Oh; JOEONG, Gyo-Cheol. (2017). **Validity evaluation of a groundwater dam in Oshipcheon River, eastern Korea using a SWAT–MODFLOW model**. Environ Earth Sci, 76:769.
- JAMALI, I. A.; OLOFSSON, B. O.; MORTBERG, U. (2013). **Locating suitable sites for the construction of subsurface dams using GIS**. Environ Earth Sci, 70:2511–2525.
- SENTHILKUMAR; M; ELANGO, L. (2011). **Modelling the impact of a subsurface barrier on groundwater flow in the lower Palar River basin, southern India**. Hydrogeology Journal, 19: 917–928.

## PANORAMA DE RISCOS DAS BARRAGENS NO ESTADO DE SERGIPE, NORDESTE DO BRASIL

### **Jean Henrique Menezes Nascimento**

Universidade Federal de Sergipe (UFS),  
Departamento de Engenharia Ambiental (DEAM)  
São Cristóvão - Sergipe

### **Pedro Henrique Carvalho de Azevedo**

Universidade Federal de Sergipe (UFS),  
Departamento de Engenharia Ambiental (DEAM)  
São Cristóvão - Sergipe

### **Allana Karla Costa Alves**

Universidade Federal de Sergipe (UFS),  
Departamento de Engenharia Ambiental (DEAM)  
São Cristóvão - Sergipe

### **Lucivaldo de Jesus Teixeira**

Universidade Federal de Sergipe (UFS),  
Departamento de Engenharia Ambiental (DEAM)  
São Cristóvão - Sergipe

### **Gabriela Macêdo Aretakis de Almeida**

Universidade do Estado da Bahia (UNEB),  
Departamento de Tecnologia e Ciências Sociais  
(DTCH)  
Juazeiro - Bahia

**RESUMO:** O presente trabalho teve como objetivo fornecer um panorama da atual situação acerca das barragens do estado de Sergipe, Nordeste do Brasil. Foi realizada a análise dos dados presentes no Relatório de Segurança de Barragens publicado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB) referente ao ano de 2017. O interesse

pelo tema surgiu devido aos rompimentos de barragens que ocorreram recentemente no Brasil. O conteúdo deste estudo denota uma coleção dos aspectos atuais da situação das barragens atrelado ao nível de riscos envolvidos em suas condições. Foram identificados, na literatura técnica, dados capazes de referenciar suas principais aplicações, quanto ao uso, o tipo de material, o tipo de risco e dano associado, a fim de mensurar as condições de cada barragem do estado.

**PALAVRAS-CHAVE:** Rompimento, Categoria de Risco, Dano Potencial Associado, Plano de Ação de Emergência.

### **RISK PANORAMA OF THE DAMS IN THE STATE OF SERGIPE, NORTHEAST OF BRAZIL**

**ABSTRACT:** The present work aimed to provide an overview of the current situation regarding the dams in the state of Sergipe, Northeast of Brazil. Data analysis was performed in the Dams Safety Report published by the National Information System on Dams Safety (SNISB) (2017). Interest in the topic arose due to the recent dams ruptures in Brazil. The content of this study denotes a collection of the current aspects of the dams situation, linked to the level of risks involved in their conditions. It was verified in the technical literature, data capable of referring its main applications, as to the use, type of material, type of risk and associated

damage, in order to measure the conditions of each state dams.

**KEYWORDS:** Disruption, Risk Category, Associated Potential Damage, Emergency Action Plan.

## 1 | INTRODUÇÃO

A problemática acerca da disponibilidade de água afeta diversas populações por todo o mundo. Como um dos meios de tentar resolver esse problema, as civilizações antigas começaram a construir barragens para armazenamento de água, que continuam sendo amplamente utilizadas até os dias atuais, dada sua eficiência (MOTA, 2017).

No Brasil, existem inúmeras barragens de diversas dimensões, destinadas a diferentes usos, tais como barragens para acumulação de água, geração de energia, aterros ou diques para retenção de resíduos industriais, contenção de rejeitos de mineração, entre outros (ESPÓSITO; DUARTE, 2010). A diversidade de tamanhos e usos desses barramentos também se reflete nas condições de manutenção dessas estruturas. Algumas permanecem conservadas, atendendo a normas de segurança compatíveis com os padrões internacionais, considerados os mais exigentes, enquanto outras apresentam problemas e riscos que ultrapassam os limites mínimos de segurança exigidos, o que pode ocasionar o rompimento de sua estrutura (ESPÓSITO; DUARTE, 2010).

O rompimento de barragens pode resultar em graves consequências para as pessoas e para o ambiente. Recentemente, em 2015 e 2019, tivemos os dois maiores acidentes com barragens da história do Brasil, no município de Mariana e de Brumadinho, respectivamente, ambos localizados em Minas gerais. Os dois acidentes foram causados pelo rompimento da estrutura de barragens feitas para servir de depósito de rejeitos de minérios (LOPES, 2016; PEREIRA et al., 2019). Com o rompimento destas barragens, milhões de metros cúbicos de rejeitos se alastraram por dezenas de quilômetros, ceifando centenas de vidas, destruindo habitats, contaminando recursos hídricos e trazendo diversos prejuízos socioeconômicos, culturais e ambientais (LOPES, 2016; PEREIRA et al., 2019).

Diante dessa realidade, torna-se imprescindível a realização de levantamentos das condições de segurança das barragens em todo território nacional, visando evitar a ocorrência de novos incidentes, e possíveis desastres como os supracitados. Tendo em vista o perigo iminente das barragens, medidas preventivas e de controle devem ser levadas como prioridades no quesito segurança em nível nacional e internacional. Os responsáveis pela barragem devem buscar realizar estas medidas como forma de impedir possíveis danos à população e ao ambiente (UEMURA, 2009).

Diante do exposto, mostraremos a seguir a atual situação das barragens do estado de Sergipe, Nordeste do Brasil, com base nos dados apresentados pelo

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

### 2.1 Área de Estudo

O estado de Sergipe, localizado entre as coordenadas 9°31' S a 11°34' S e 36°24' W a 38°11' W no Nordeste do Brasil, está limitado a leste pelo oceano Atlântico, ao norte pelo estado de Alagoas, e ao sul e oeste pelo estado da Bahia (Figura 1). Sua população é estimada em 2.278.308 habitantes, e a área territorial é de 21.918,443 km<sup>2</sup> (IBGE, 2018). Encontram-se em Sergipe oito bacias hidrográficas, as bacias dos rios Japarutuba, Sergipe, São Francisco, Vaza Barris, Piauí, Real, e as pequenas bacias costeiras GC-1 e GC-2 (SEMARH, 2011).

O clima da região é do tipo tropical, e a precipitação ocorre de modo decrescente do litoral leste para o sertão semiárido (SEMARH, 2011). O quadrimestre mais chuvoso na região inclui os meses de abril a julho, e o quadrimestre mais seco ocorre entre os meses de outubro e janeiro (SOUZA; AZEVEDO e ARAÚJO, 2012). Quanto à temperatura média anual, há uma variação entre 22,7 °C a 26,5 °C, com as maiores temperaturas se apresentando no noroeste semiárido. As menores temperaturas são encontradas no centro e sudoeste de Sergipe, onde a topografia é mais elevada (SEMARH, 2011).

A vegetação de Sergipe inclui formações florestais de Mata Atlântica e Caatinga em sua maior extensão, sendo também encontrados campos cerrados, tabuleiros, manguezais entre outras formações (JACOMINE et al., 1975). Os solos em Sergipe podem ser de mais de 122 classes diferentes, variando entre areias quartzosas nas faixas litorâneas, litólitos eutróficos no sertão, entre outros (JACOMINE et al., 1975).

De acordo com o Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB) (2017), existem 32 barragens catalogadas para o estado de Sergipe. Estas barragens estão inseridas em distintos municípios, e apresentam elevada importância para o estado, devido a sua diversidade de usos (Figura 1).

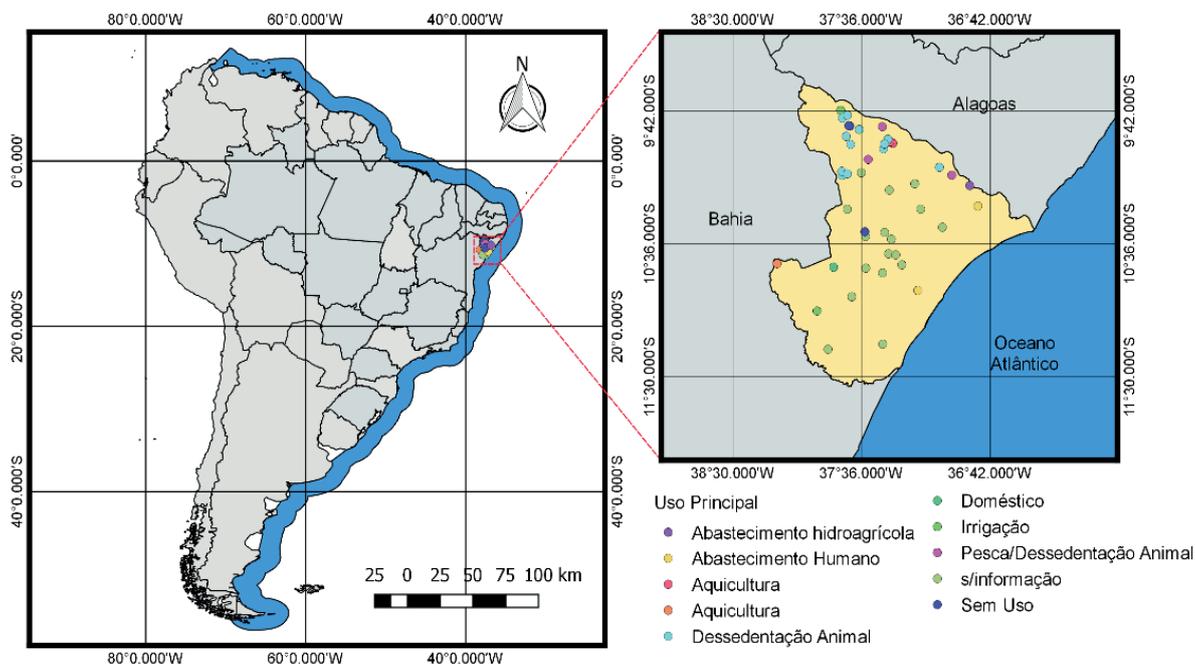


Figura 1. Mapa de localização das barragens presentes no estado de Sergipe, Nordeste do Brasil, classificadas de acordo com seu uso preponderante.

## 2.2 Metodologia

Foi realizada uma pesquisa de natureza exploratória e descritiva, ou seja, envolvendo a pesquisa bibliográfica em busca do aprofundamento de conhecimentos que irão auxiliar para fundamentação dos resultados; descritiva porque preconiza analisar, classificar e interpretar os fatos, sem que o pesquisador interfira ou manipule-os (MARCONI e LAKATOS, 1990; CHIZZOTTI, 1991). Quanto aos instrumentos utilizados na coleta de dados, o estudo se apoia nas seguintes fontes, como pesquisa documental (análise de relatório técnico das barragens) e análise do banco de dados.

O Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB) é responsável pela emissão dos laudos das barragens, fazendo com que seu banco de dados apresente estudos das atividades oriundas dessas represas. Neste trabalho, os pontos chave foram: o principal uso associado às barragens (abastecimento de água, hidrelétrica, contenção de rejeitos, irrigação, aquicultura, dessedentação animal e outras atividades), principal tipo de material (terra, terra-enrocamento, e concreto), categoria de risco (alto, médio, e baixo), e potencial de dano associado (alto, médio, e baixo).

Primeiramente, foi realizado levantamento da quantidade de barragens registradas em Sergipe e o seu uso preponderante, conforme catalogação do SNISB (2017) presente nos relatórios emitidos pela Agência Nacional de Águas (ANA) (2017). Com os dados obtidos, foi realizada uma sistematização das informações, apresentando resultados no que diz respeito ao uso das barragens de Sergipe, verificando principalmente a situação das mesmas, sendo possível analisar e classificar as categorias de risco e o dano potencial associado.

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

As barragens de Sergipe foram construídas, em sua maioria, no ano de 1905, sendo as barragens do complexo hidrelétrico de Xingó as mais recentes, construídas na década de 1990. Estas barragens são utilizadas de diversas formas e possuem grande relevância para a população. Das 32 barragens catalogadas pelo Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB) (2017) no estado, 30 estão reguladas pela Lei nº12.334 de 2010, da Política Nacional de Segurança de Barragens (BRASIL, 2010). O estado conta com onze barragens na bacia hidrográfica do rio Sergipe, onde algumas delas já passaram por restauração, seis na bacia do rio São Francisco, quatro na bacia do rio real e Japarutuba, três na bacia do rio Vaza barris e duas na bacia do Piauí. Quanto ao seu principal uso, dez barragens possuem como função principal o abastecimento de água da população, sete são utilizadas para geração de energia elétrica, três para contenção de rejeitos, três para irrigação, uma para aquicultura e uma para dessedentação de animais (Figura 2). Com relação às outras sete barragens, não há informações sobre seus principais usos, de acordo com o relatório do SNISB (2017).



Figura 2. Classificação das barragens de Sergipe, Nordeste do Brasil, de acordo com seu principal uso.

Além desses usos, algumas barragens possuem funções complementares, consideradas secundárias. São exemplos desse caso as barragens Governador João Alves Filho e Jacarerica I, localizadas em Itabaiana, que possuem como função complementar o lazer e a regulação de vazão, respectivamente. As barragens Jabiberi em Tobias Barreto e a Jacarecica II, em Malhador, possuem como função secundária a piscicultura. Já a barragem Ernesto Benício de Oliveira, em Poço Verde, é utilizada, secundariamente, como local de lazer para comunidade.

Tratando-se dos tipos de material utilizados para construção das barragens do

estado de Sergipe, têm-se que 50% das barragens enquadradas são de terra, 25% de concreto, 16% de terra-enrocamento e 9% não possuem informação sobre seu material (Figura 3). De acordo com levantamentos estatísticos, o tipo de barragem que tem maior potencial de risco é a barragem de terra, porque ela possui maior vulnerabilidade à ocorrência de galgamentos (ANA, 2011). Os galgamentos ocorrem quando algum fator, natural ou não, propicia ondas que, ao chocarem-se com o talude, passam por cima da crista (BRITO, 2007).

### Principal Tipo de Material das Barragens

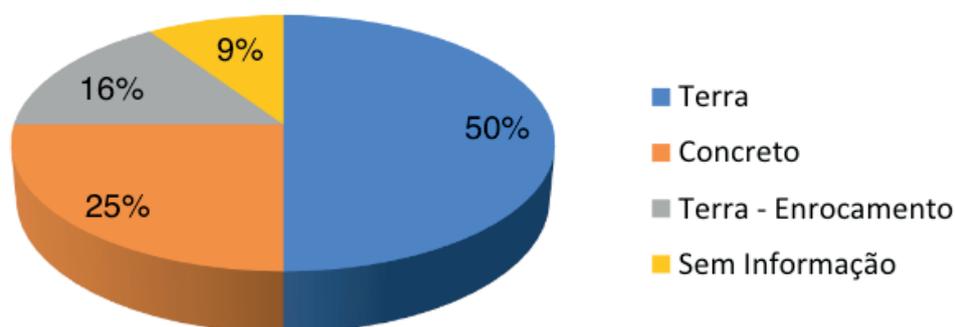


Figura 3. Classificação das barragens de Sergipe, Nordeste do Brasil, de acordo com o tipo de material utilizado para sua construção.

Zhang, Xu e Jia (2009), realizaram uma pesquisa com objetivo de analisar quais foram as maiores ocorrências de falhas em barragens em diversos países. Foram catalogados 593 casos de falhas de vários tipos de barragens (concreto, terra, terra-enrocamento, alvenaria e dentre outros) em diversos países do mundo. Entre as causas detectadas estão: galgamento, erosão e deslizamento, má gestão, desastres. Com base nos dados, pôde-se constatar que a maior porcentagem de ocorrências de rompimento de barragens acontecia devido ao galgamento e a erosão e deslizamento.

O rompimento de barragens acarreta consequências que vão desde impactos ambientais de pequenas proporções, até a perda de diversas vidas humanas. Mesmo que o impacto do rompimento seja aparentemente pequeno, a perda da barragem e de sua função afetará, direta ou indiretamente o ambiente e a vida das pessoas. Logo, é imprescindível a realização de monitoramento constante nessas construções.

Considerando os danos e riscos associados às instalações de barragens, faz-se necessária a classificação das mesmas em Categorias de Risco (Alto, Médio e Baixo) e de Dano Potencial Associado (Alto, Médio e Baixo). Essa classificação deve ser realizada de acordo com os critérios estabelecidos na Resolução nº 143, do Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH) (2012). Em Sergipe, onze barragens estão classificadas como de alto risco, e dezesseis possuem alto dano potencial associado (Figura 4).

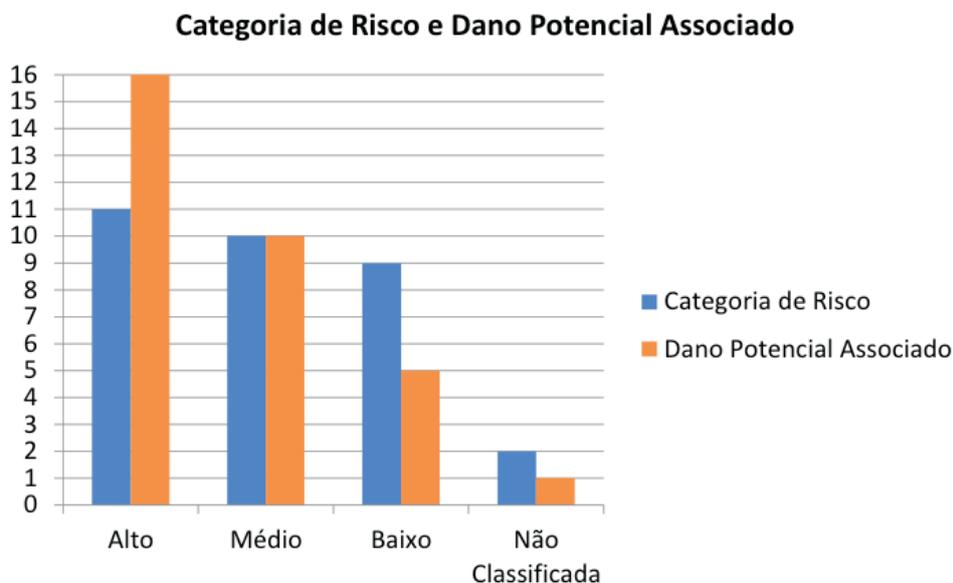


Figura 4. Classificação das barragens de Sergipe Nordeste do Brasil, de acordo com sua categoria de risco e dano potencial associado.

As onze barragens classificadas com alto risco, são barragens de terra e não possuem informações sobre seu uso principal. As dez barragens classificadas com risco médio foram construídas de terra ou concreto, e apresentam como uso principal o abastecimento de água. Já as nove barragens com baixo risco, foram construídas de concreto ou terra-enrocamento, e possuem como uso principal a geração de energia elétrica ou contenção de rejeitos. Dentre as barragens catalogadas, apenas duas não possuem classificação, são elas as barragens Ernesto Benício, em Poço Verde, e a barragem Dique da Petrobrás, em Rosário do Catete.

Considerando o uso associado a cada barragem de acordo com o dano potencial de cada uma delas, cinco das dezesseis barragens classificadas com alto dano são utilizadas para geração de energia elétrica. Estas barragens fazem parte da Usina Hidrelétrica de Xingó, e apresentam dano potencial alto devido ao seu porte. As demais barragens apresentam diferentes usos, como abastecimento, irrigação e aquicultura. Já as classificadas com dano potencial médio, não possuem informações sobre seu uso. As barragens classificadas com baixo dano possuem como uso principal dessedentação de animais e contenção de rejeitos. Elas são classificadas como de baixo dano devido ao seu pequeno porte.

Com relação à elaboração do Plano de Ação de Emergência (PAE) e do Plano de Segurança, importantes ferramentas para a gestão de segurança das barragens, o relatório do SNISB (2017) mostra que nenhuma das barragens possui PAE, ou não possui informações sobre sua elaboração, e apenas sete (as barragens de Xingó e de Rosário do Catete) possuem Plano de Segurança. O PAE identifica e analisa as possíveis situações de risco associadas às barragens, classificando estes riscos, planejando e simulando possíveis soluções para lidar com as situações de emergência que podem surgir. É nesse plano que serão indicados os contatos, os

meios de comunicação disponíveis e as vias de acesso que devem ser utilizados no caso de acidentes. O Plano de Segurança é um instrumento obrigatório contido na Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB) (BRASIL, 2010), que deve ser implementado com o objetivo de contribuir com a gestão de segurança da barragem. No entanto, apesar da obrigatoriedade legal de sua implementação, apenas sete, das 32 barragens de Sergipe mostram estar preparadas para o caso de haver algum tipo de acidente ligado às barragens. Juntos, e se bem elaborados, esses dois instrumentos podem evitar grandes desastres e suas consequências para as pessoas e para o ambiente.

## 4 | CONCLUSÃO

Os dados provenientes do levantamento pesquisa, disponibilizado pelo Sistema Nacional de Informações sobre Segurança de Barragens (SNISB) forneceram um panorama geral das condições atuais das barragens em Sergipe.

Conhecendo as condições e riscos da barragem pode-se evitar incidentes que podem ocasionar impactos negativos nos âmbitos sociocultural, econômico e ambiental. Sendo assim, tais informações servem como suporte para o desenvolvimento de medidas de controle, fiscalização e mitigação desses possíveis riscos associados às barragens no estado de Sergipe.

## REFERÊNCIAS

ANA - Agência Nacional de Águas, 2019. **Curso de Segurança das Barragens**. Disponível em: <[https://capacitacao.ead.unesp.br/dspace/bitstream/ana/110/27/Unidade\\_1-modulo3.pdf](https://capacitacao.ead.unesp.br/dspace/bitstream/ana/110/27/Unidade_1-modulo3.pdf)>. Acesso em: 28 de fevereiro de 2019.

BRASIL, Ministério do Meio Ambiente (MMA). Conselho Nacional de Recursos Hídricos (CNRH). **Resolução CNRH 143/2012**. Dispõe sobre os critérios gerais de classificação de barragens por categoria de risco e dano potencial associado. Disponível em: <<http://www.cnrh.gov.br/resolucoes/1922-resolucao-n-143-de-10-de-julho-de-2012/file>>. Acesso em: 27 de fevereiro de 2019.

BRASIL, Lei nº 12.334, de 20 de setembro de 2010. **Política Nacional de Segurança de Barragens (PNSB)**. Casa Civil, Subchefia para Assuntos Jurídicos. Disponível em: <[http://www.planalto.gov.br/ccivil\\_03/\\_Ato2007-2010/2010/Lei/L12334.htm](http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2007-2010/2010/Lei/L12334.htm)>. Acesso em: 28 de fevereiro 2019.

BRITO, S. F. **Estudo do Galgamento em Estruturas Marítimas**. Disponível em: <[https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/395137452665/Galgamento%20+Vers%C3%A3o%20final\\_.pdf](https://fenix.tecnico.ulisboa.pt/downloadFile/395137452665/Galgamento%20+Vers%C3%A3o%20final_.pdf)>. Acesso em 28 fevereiro 2019.

CHIZZOTTI, A. **Pesquisa em ciências humanas e sociais**. São Paulo: Cortez, 1991.

ESPÓSITO, T. J.; DUARTE, A. P. **Classificação de barragens de contenção de rejeitos de mineração e de resíduos industriais em relação a fatores de risco**. REM: Revista Escola de Minas, 2010, 63 (Abril-Junho) Disponível em: <<http://www.redalyc.org/articulo.oa?id=56416596025>>. Acesso em: 2 de março de 2019.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Estatística por cidades e estados**. Disponível em: <<https://www.ibge.gov.br/cidades-e-estados/se.html?>>. Acesso em: 28 de fevereiro de 2019.

JACOMINE, P. K. T. et al. 1975. **Levantamento exploratório-reconhecimento de solos do estado de Sergipe**. Recife, EMBRAPA, Centro de Pesquisas Pedológicas, ilus. Brasil. EMBRAPA. Centro de Pesquisas Pedológicas. Boletim Técnico, 36.

LOPES, L. M. N. O rompimento da barragem de Mariana e seus impactos socioambientais. **Sinapse Múltipla**. v. 5, n.1, p. 1-14, 2016.

MARCONI, M.A.; LAKATOS, E.M. **Técnicas de pesquisa**. São Paulo: Atlas, 1990.

MOTA, K. R. R. **Rompimento e delimitação da área de inundação da barragem Salto Moraes em Ituiutaba/MG**. 2017. 171 p. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia.

PEREIRA, L. F.; CRUZ, G. B.; GUIMARÃES, R. M. F. Impacts from the tailings dam rupture of Brumadinho, Brazil: an analysis based on land cover changes. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 4, n. 2, p. 122-129, 2019.

SEMARH – Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos. **Plano Estadual de Recursos Hídricos do Estado de Sergipe (PERH-SE)**. 2011. Disponível em: <<https://www.semarh.se.gov.br/recursoshidricos/wp-content/uploads/2018/05/RFi-VOL-1.pdf>>. Acesso em: 28 de fevereiro de 2019.

SNISB - Sistema Nacional De Informações Sobre Segurança De Barragens. **Relatório de segurança de barragens**. 2017. Disponível em: <<http://www.snisb.gov.br/portal/snisb/relatorio-anual-de-seguranca-de-barragem/2017/rsb-2017-versao-enviada-ao-cnrh.pdf>>. Acesso em: 28 de fevereiro de 2019.

SOUZA, W. M.; AZEVEDO, P. V.; ARAÚJO, L. E. **Classificação da precipitação diária e impactos decorrentes dos desastres associados às chuvas na cidade do Recife-PE**. Revista Brasileira de Geografia, 2012. Disponível em: <<https://periodicos.ufpe.br/revistas/rbgfe/article/view/232788/26788>>. Acesso em 28 de fevereiro de 2019.

UEMURA, S.; MARTINS, J. R. S. **Instrumentos de Avaliação e Gestão de impactos Gerados por Ruptura de Barragens**. 2009. 148f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Hidráulica/Hidrológica) - Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, São Paulo.

ZHANG, L. M.; XU, Y.; JIA, J. S. **Analysis of earth dam failures: A database approach**. 2009. Disponível em: <<http://iranarze.ir/wp-content/uploads/2018/05/9092-English-IranArze.pdf>>. Acesso em 28 de fevereiro de 2019.

## OS REFLEXOS DA ATUAL CRISE HÍDRICA NA COMPANHIA DE ÁGUA E ESGOTOS DA PARAÍBA – CAGEPA: AÇÕES PARA REDUÇÃO DE PERDAS DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE CAMPINA GRANDE

### **Ronaldo Amâncio Meneses**

Gerente Regional da Borborema – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba – CAGEPA & Professor dos Cursos de Engenharia Civil e Arquitetura da Faculdade de Ciências Sociais e Aplicadas- FACISA. Campina Grande - PB

### **José Augusto de Souza**

Coordenador de Gestão Comercial – Companhia de Água e Esgotos da Paraíba – CAGEPA & Aluno de Doutorado em Recursos Naturais da Universidade Federal de Campina Grande – UFCG/CTRN, rua Bartolomeu de Gusmão, s.n., Campina Grande-PB

**RESUMO:** A crise hídrica na Região Nordeste do Brasil tem, cada vez mais, evidenciado os conflitos pelo uso de água e submetido às populações a restrições ao acesso deste recurso natural. Os baixos registros pluviométricos aliados às deficiências no sistema de gerenciamento têm levado alguns reservatórios da região a exaurir seus armazenamentos. No sentido inverso à oferta de água o crescimento populacional desordenado das cidades e o aumento da demanda para as atividades humanas tem enrijecido os efeitos da escassez hídrica. Os maiores reflexos desta situação podem ser verificados através do Sistema de Abastecimento de Água de Campina Grande, segunda maior cidade do Estado da Paraíba que têm o desafio de atender a crescente procura

com uma disponibilidade de água cada vez menor. Nesse sentido, o presente trabalho vem abordar as principais consequências, ações e mudanças, decorrentes da crise hídrica, na Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba – CAGEPA.

**PALAVRAS-CHAVE:** Abastecimento de água, perdas físicas, crise hídrica.

### THE REFLECTIONS OF THE CURRENT WATER CRISIS IN THE COMPANY OF WATER AND SEWERS OF PARAÍBA - CAGEPA: ACTIONS TO REDUCE LOSSES OF THE SYSTEM OF SUPPLY OF CAMPINA GRANDE

**ABSTRACT:** The water crisis in the Northeast Region of Brazil has increasingly shown conflicts over the use of water and subjected the population to restrictions on the access of this natural resource. Low rainfall records coupled with deficiencies in the management system have led some reservoirs in the region to exhaust their storage. In contrast to the supply of water, the disorderly population growth of cities and the increase in demand for human activities has hardened the effects of water scarcity. The greatest impacts of this situation can be verified through the Water Supply System of Campina Grande, the second largest city in the state of Paraíba, which has the challenge of meeting the growing demand with an ever smaller water availability. In this sense, the present work

addresses the main consequences, actions and changes, resulting from the water crisis, at Companhia de Águas e Esgotos da Paraíba - CAGEPA.

**KEYWORDS:** Water supply, physical losses, water crisis.

## **INTRODUÇÃO**

A Região Nordeste do Brasil é caracterizada pela predominância climática da semiaridez e pelas ocorrências cíclicas de “secas” anuais ou plurianuais cujo enfrentamento desses períodos de escassez hídrica são os maiores desafios para as populações dos grandes centros urbanos. No entanto, sabe-se que a escassez desse recurso evidencia questões que perpassam o âmbito natural e que estão muito mais ligadas a práticas e costumes adotadas na sociedade, como por exemplo, o mal-uso da água.

A crise hídrica, iniciada em 2012, tem direcionado a sociedade a refletir melhor sobre os seus padrões de uso dos recursos naturais, como por exemplo, a falsa ideia de infinidade da água diante da pouca disponibilidade desse recurso. O crescimento populacional desenfreado, a incipiente adoção e aplicação das políticas públicas setoriais, tais como: Política Nacional de Recursos Hídricos, Ambiental, Saneamento Básico e de Habitação tem levado o Brasil a enfrentar problemas que há muito tempo já foram revolvidos em outros países, como é o caso do uso eficiente da água no setor de saneamento.

Apesar da existência de uma política regulamentada há quase duas décadas (Lei 9.433/97) o modelo de gestão de recursos hídricos no Brasil tem apresentado falhas cruciais que potencializam as consequências danosas da escassez natural desses recursos. Como reflexo disso tem-se os recentes colapsos dos sistemas de abastecimento de água da maior parte das cidades nordestinas que estão geograficamente dentro do chamado “polígono das secas”.

O presente trabalho tem como objetivo mostrar as principais medidas que a Companhia de Água e Esgotos da Paraíba – CAGEPA teve que adotar com intuito de reduzir as perdas físicas no Sistema de Abastecimento de Água da cidade de Campina Grande – no Agreste paraibano – em virtude da crise hídrica que assola o seu principal manancial, o açude Epitácio Pessoa (Boqueirão).

## **A SECA DE 2012 NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIO PARAÍBA**

É fato que a alternância de períodos com anos chuvosos e secos é um bastante comum na região semiárida brasileira, estes ciclos são variáveis no tempo e no espaço. Logo os problemas com a disponibilidade de água, sobretudo, para o abastecimento humano e animal já não são (ou não deverão ser) um “problema” para esta região. O maior reflexo de tal situação está evidenciado na depleção dos níveis de armazenamento dos maiores reservatórios, como é o caso do açude Epitácio

Pessoa (açude de Boqueirão) na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba.

Numa ocasião recente, especificamente, dos anos de 1998 a 2004 a referida área conviveu com uma severa escassez hídrica que culminou com o (a ameaça de) colapso parcial e/ou total de alguns sistemas de abastecimento. Nesse sentido, Rêgo et. al, (2012) num dos seus estudos sobre a gestão da água deste manancial e o abastecimento da cidade de Campina Grande afirma que: “ ... De fato, somente 40 anos depois, em 1998, surgiu a primeira ameaça concreta de colapso do abastecimento, quando o volume armazenado naquele reservatório atingiu níveis mínimos ameaçadores, após uma série de anos pouco chuvosos, com destaque para as severas secas de 1993 e de 1998. A cidade sofreu seu primeiro racionamento d'água de 13/10/1998 a 15/03/1999. Dois outros episódios de racionamento ainda aconteceriam nos anos seguintes, o último deles encerrando-se em 01/03/2002, mas a situação só voltou à normalidade em janeiro de 2004, quando o açude recuperou seus níveis normais de operação e voltou a extravasar.”

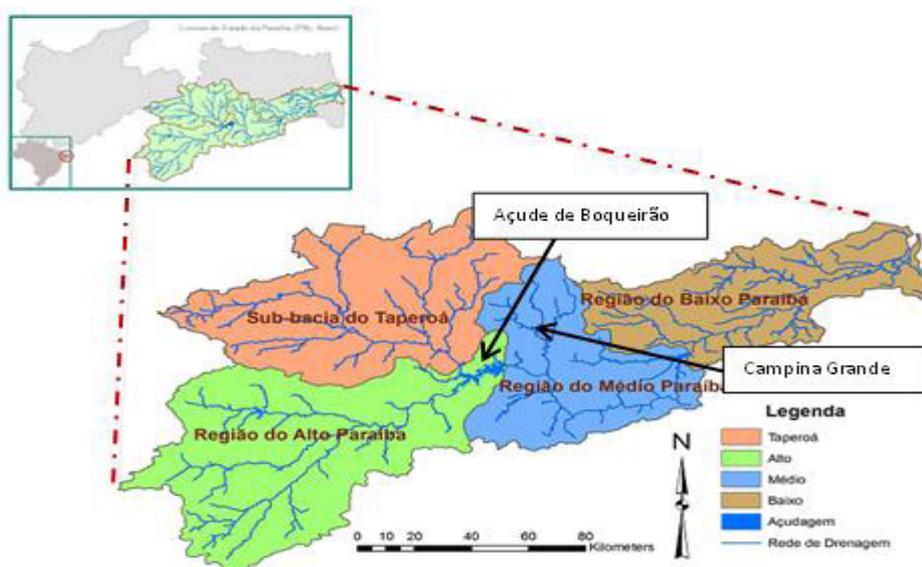


Figura 1– Mapa da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba

Como expõe o trecho final dos autores, o abastecimento só voltou à sua normalidade a partir de 2004, quando teve início uma série de anos chuvosos, os quais registraram precipitações sempre acima da média histórica. Com isso mantiveram-se os elevados níveis de armazenamentos dos reservatórios e a garantia de abastecimento através dos microssistemas.

Um aspecto peculiar do abastecimento de água da Campina Grande é que mesmo a cidade estando geográfica e climaticamente localizada na região do Agreste paraibano, onde os registros pluviométricos são maiores, o manancial que abastece a cidade depende das águas oriundas da região semiárida (Figura 1), especificamente da região do Alto curso do Rio Paraíba e da sub-bacia do Rio Taperoá, as quais detêm os menores registros pluviométricos do Estado da Paraíba.

O ano de 2012 ficou marcado como o início de um novo ciclo de baixas

precipitações pluviais no Nordeste brasileiro, ciclo este que tem sua duração indefinida, uma vez que os estudos de previsão climática indicam que tais ocorrências devem se prolongar até quando o fenômeno “EL NIÑO” estiver atuando. Depois de uma sequência de anos muito chuvosos (2004 a 2011) a diminuição das chuvas nesta região ocorreu de forma súbita a partir de 2012, como mostra a figura 2., que apresenta um resumo dos volumes de chuva registrados no triênio 2011-2013, na região da Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba (BHRPB), mais precisamente no trecho do alto curso deste rio, de onde originam os escoamentos que carregam o açude Epitácio Pessoa.

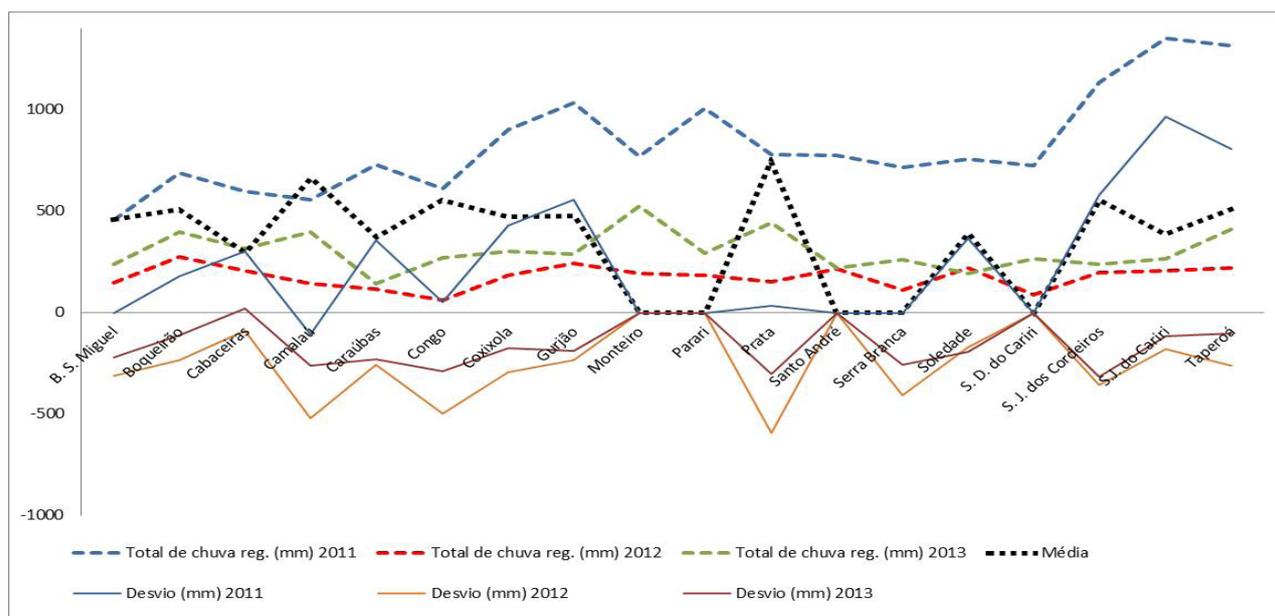


Figura 2– Total registrado de chuva, média e desvio para os municípios que compõem a BHRPB, nos anos 2011-2013

FONTE: <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/monitoramentoPluviometria.do?metodo=listarAnosChuvasAnuais>

É percebido que os registros de precipitação dos anos 2012 e 2013 estão muito abaixo da média histórica (últimos 30 anos). Com a estiagem novamente evidenciada e instalada a partir do mês de março do presente ano de 2012, retornaram as expectativas com relação à segurança hídrica da população abastecida pelo açude Epitácio Pessoa – Boqueirão (RÊGO et. al., 2012).

## O SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA DE CAMPINA GRANDE

A cidade de Campina Grande está localizada a 120 km da capital do Estado da Paraíba, João Pessoa. É o principal aglomerado urbano da área denominada de agreste paraibano na região oriental do Planalto da Borborema e localizado a 7° 13'11" de latitude Sul e a 35° 52'31" de latitude Oeste. A área territorial é de aproximadamente 621 km.-

O abastecimento da cidade de Campina Grande sempre foi um desafio para sua população e para os governantes de um modo geral. Ainda na primeira metade

do século XX, especificamente em 1938 o Governo do Estado construiu o açude de Vaca Brava, no município brejeiro de Areia, A água captada era aduzida até a cidade de Campina Grande, cuja elevação era da ordem de 120 metros, num percurso de 30 km, com uma tubulação de DN 350. A estação de tratamento era localizada no bairro do Alto Branco, Campina Grande. O processo de tratamento era o convencional, composto por dosagem e mistura de produtos químicos (sulfato), floculação hidráulica, decantação, filtração e desinfecção com cloro. Havia três reservatórios: o R-01 (localizado na própria área da ETA, com capacidade para 3.080 m<sup>3</sup>), o R-02 (construído no centro da cidade e com capacidade para 2.290 m<sup>3</sup>) e o R-03, situado no bairro do Monte Santo, campina Grande, com capacidade de 500 m<sup>3</sup>. A rede de distribuição era composta por tubos em ferro fundido, com diâmetros variando entre DN 50 e 400 e um comprimento estimado de 35 km (CAGEPA, 2008).

No final da década de 1950, especificamente me 1958 foi concluída uma Barragem reguladora no rio Paraíba, denominado açude Epitácio Pessoa, com capacidade para acumulação de 537 milhões de metros cúbicos e a captação ocorria à jusante, na localidade denominada de Vereda Grande, através de uma estação elevatória. A adução ocorria através de uma adutora de DN 500, com 17,2 km de extensão e cuja água tinha como destino a estação de tratamento, implantada na localidade denominada de Gravatá, no município de Queimadas. Após tratada, a água era recalçada por uma adutora de ferro fundido (DN 500 e comprimento de 20.120 m) até o reservatório R-05, no bairro da Prata, Campina Grande. Para o gerenciamento do novo sistema, foi fundada a sociedade de economia mista, denominada de Saneamento de Campina Grande- SANESA, com controle acionário do estado. Uma nova rede (com diâmetros entre DN 50 e 500) foi construída para o atendimento de uma demanda estimada em 44 mil metros cúbicos por dia (CAGEPA, 2008).

Na década de 1970, o sistema de Campina Grande passou a ser gerenciado pela atual Companhia de Água e Esgotos da Paraíba - CAGEPA. Em 1972, a captação passou a ser realizado através do túnel de descarga da barragem do açude Epitácio Pessoa e com uma tubulação de DN 900, em aço. Foi construída uma estação elevatória de água bruta, com potência instalada de 2.400 CV, vazão de 780 l/s e altura manométrica igual a 120 m. A adutora foi executada em aço e DN 900 e uma extensão de 21.600 m, substituindo, portanto, a antiga adutora de Vereda Grande. A ETA de Gravatá foi ampliada, com duplicação das unidades de filtração e decantação, implantação da floculação mecânica e substituição das tubulações dos filtros. Houve também ampliação da estação elevatória de água tratada. A potência instalada aumentou para 4.800 CV, com capacidade de recalque igual a 760 l/s e altura manométrica igual a 180 m. A segunda adutora de água tratada foi implantada, em aço e DN 700, com 20.120 m de extensão e abastecendo o R-05 (e atualmente parte da vazão abastece o R-09). A capacidade de reservação passou a ser de 24.270 m<sup>3</sup>, com a construção dos reservatórios R-04, no bairro da Palmeira e R-06, no Distrito

Industrial (CAGEPA, 2008).

Recentemente o Sistema de Abastecimento de Campina Grande foi expandido para as cidades de Alagoa Nova, Lagoa Seca, Matinhas e São Sebastião de Lagoa de Roça passaram a ser abastecidas a partir de sistema oriundo da rede de distribuição de Campina Grande. Dessa forma, de acordo com CAGEPA (2016) o referido sistema abrange onze municípios (em alguns destes abastece pequenas comunidades rurais e distritos) e atinge uma população de aproximadamente meio milhão pessoas, em mais de 159 mil ligações de água, como mostra o quadro 1.

Localidade	Ligações c/ Hidrômetro Funcionando	Total de Ligações	Percentual Hid Func/Total Lig	Lig	População (est. IBGE 2015)
<b>Campina Grande</b>	123.068	143.127	85,99%		405.072
<b>Lagoa Seca</b>	2.524	4.260	59,25%		27.247
<b>Lagoa de Roça</b>	1.237	1.813	68,23%		11.677
<b>Matinhas</b>	240	258	93,02%		4.497
<b>Alagoa Nova</b>	1.428	3.031	47,11%		20.500
<b>Galante</b>	1.512	2.748	55,02%		Dist. CG
<b>Pocinhos</b>	3.602	3.975	90,62%		18.272
<b>TOTAIS</b>	<b>133.611</b>	<b>159.212</b>	<b>83,92</b>		<b>487.265</b>

Quadro 1 – Número de ligações e população atendida pelo Sistema de Abastecimento de Campina Grande

### Volume de água retirado pelo Sistema de Abastecimento de Campina Grande

Como mencionado anteriormente, no período compreendido entre 2004 e 2011, a abundância pluvial levou os órgãos gestores de recursos hídricos, bem como a população de modo geral, a uma sensação de conforto no que diz respeito ao controle do acesso a estes recursos. Em 19 de julho de 2005, através da Resolução 295, a Agência Nacional de Águas – ANA outorgou a CAGEPA a fazer uso da água do açude Epitácio Pessoa com uma vazão de 1.469 L/s, operando 24 horas por dia durante todos os dias do ano, para o abastecimento de Campina Grande. Desde então, é sabido que a demanda por água cresceu consideravelmente, e um fato de grande impacto nas retiradas do açude Epitácio Pessoa por parte da CAGEPA foi o rompimento da Barragem de Camará, Brejo Paraibano, em que algumas cidades dessa área, como por exemplo, Alagoa Nova, São Sebastião de Lagoa de Roça e Matinhas, quando em 2007 passaram a se abastecidas através de um sistema oriundo da rede de distribuição de Campina Grande.

Em 2012, a iminência de um período de baixos volumes de precipitação pluvial, e tendo em memória o ocorrido no final da década de 90, a sociedade civil juntamente com entidades acadêmicas e órgãos como a Assembleia Legislativa do Estado e

Ministério Público retomaram as discussões sobre o controle do uso da água do açude Epitácio Pessoa. Em 09 de julho de 2012, através da Resolução 302, a Agência Nacional de Águas – ANA emite uma nova outorga para CAGEPA retirar do açude Epitácio Pessoa, para Campina Grande uma vazão de 1,229 L/s.

Com o agravamento da crise os órgãos gestores as ações de controle foram disciplinando ainda mais as retiradas de água do manancial. Em 17 de agosto de 2015, a Resolução Conjunta ANA/AESA nº 960 estabelece condições especiais para o uso da água daquele açude limitando a vazão média de retirada para 881 L/s até o dia 31 de outubro de 2015 e de 650 L/s a partir de 1 de novembro de 2015, vazão esta que se encontra em vigor na data de elaboração deste trabalho.

## **AÇÕES PARA REDUÇÃO DE PERDAS DO SISTEMA DE ABASTECIMENTO**

Como está definido pelo Programa Nacional de Combate ao Desperdício de Água – PNDA (2004), os sistemas públicos de abastecimento de água, do ponto de vista operacional, ocorrem as chamadas “perdas” em virtudes dos volumes de água que por algum motivo não são contabilizados. Dentre estas estão as “perdas físicas” também chamadas de “reais”, que decorrem de vazamentos no sistema, procedimentos operacionais, como por exemplo, lavagem de filtros Estações de Tratamento, e as “aparentes” ou não reais que são oriundas de desvios, ligações não cadastradas, equipamento de medição parado entre outras.

Nesse sentido, em 2013, mais precisamente no mês de outubro, a CAGEPA foi interpelada pelo Ministério Público Estadual, através da Promotoria de Defesa dos Direitos do Consumidor de Campina Grande, a adotar medidas técnico-administrativas visando à redução das perdas de água nas unidades dos sistemas de abastecimento alimentados pelo açude Epitácio Pessoa (Boqueirão), desde a capacitação, passando pelas adutoras e, principalmente, nas redes urbanas de distribuição.

Foi assinado um Termo de ajustamento de Conduta (TAC) em que a CAGEPA se comprometeu, num prazo de 30 dias, iniciar um cronograma de medidas dentre as quais: **i)** substituição e instalação de 40.000 hidrômetros na cidade de Campina Grande (e demais cidades abastecidas pelo açude Epitácio Pessoa); **ii)** aparelhamento (atualmente, são 82 novos veículos e equipamentos) das equipes de conserto de vazamentos (tanto em ramais prediais, redes de distribuição e adutoras); **iii)** intensificação das fiscalizações de desvios nas duas adutoras de água bruta, nas 3 adutoras de água tratada e nas redes de distribuição de água ; **iv)** automação do controle operacional das estações elevatórias de água tratada e de água bruta, da captação de água bruta, da Estação de Tratamento de Água (ETA) e dos reservatórios de distribuição; **v)** reaproveitamento de aproximadamente 500 m<sup>3</sup> das águas provenientes das lavagens diárias dos filtros ETA - Gravatá; **vi)** Substituição e instalação de válvulas gaveta e borboleta na rede de distribuição; **vii)** implantação de programa de manutenção preventiva nas estações elevatórias de água bruta de

## CÁLCULO DA PERDA DE CARGA NO SISTEMA DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA -SAA

Diversos fatores infraestruturais e operacionais influenciam as perdas de água num SAA. Tais perdas dependem, principalmente, das características do sistema hidráulico e de fatores relacionados às práticas operacionais, que por sua vez dependem do nível tecnológico do sistema e dos programas de gestão. A International Water Association (IWA) propôs o conceito de balanço hídrico para SAA, com a diferenciação entre perdas reais e perdas aparentes, apresentado no Quadro 2.

Volume de entrada no sistema	Consumo autorizado	Consumo autorizado faturado	Consumo faturado medido (incluir água exportada)	Água faturada	
			Consumo faturado não medido (estimado)		
		Consumo autorizado não faturado	Consumo não faturado medido (usos próprios, caminhão pipa, etc)		Água não faturada
			Consumo não faturado não medido (combate a incêndio, favelas, etc)		
	Perda de água	Perdas aparentes	Uso não autorizado (fraudes e falhas de cadastro)		
			Erros de medição (micromedição)		
		Perdas reais	Vazamentos nas adutoras e/ou redes de distribuição		
			Vazamentos e extravasamentos em reservatórios		
		Vazamentos em ramais prediais (a montante do ponto de medição)			

Quadro 2. Balanço Hídrico proposto pela IWA/AWWA para SAA

Neste trabalho, consideramos o cálculo das perdas reais, cuja estimativa deu-se a partir da equação 1

$$Pr = (VMacro - VMicro)/VMacro * 100 \quad (1)$$

Sendo:

**Pr**= Perdas reais, em percentual

**VMacro** = Volume que chega ao SACG, em m<sup>3</sup>, aferido em 3 macromedidores instalados nas 3 adutoras de água tratada

**VMicro** = É a soma do volume de água aferido nos micromedidores, do volume estimado para os imóveis onde não há micromedidores e do volume de carros pipas.

Foi considerado um período representativo de apenas nove meses, pelo fato de termos uma consistência maior dos dados de macro e micro medição após a

CAGEPA ter implantado toda a infraestrutura descrita o item anterior (pag.7). A figura 2 mostra o resultado calculado das perdas reais do Sistema de Abastecimento de Campina Grande para o período de setembro de 2015 a maio de 2016.

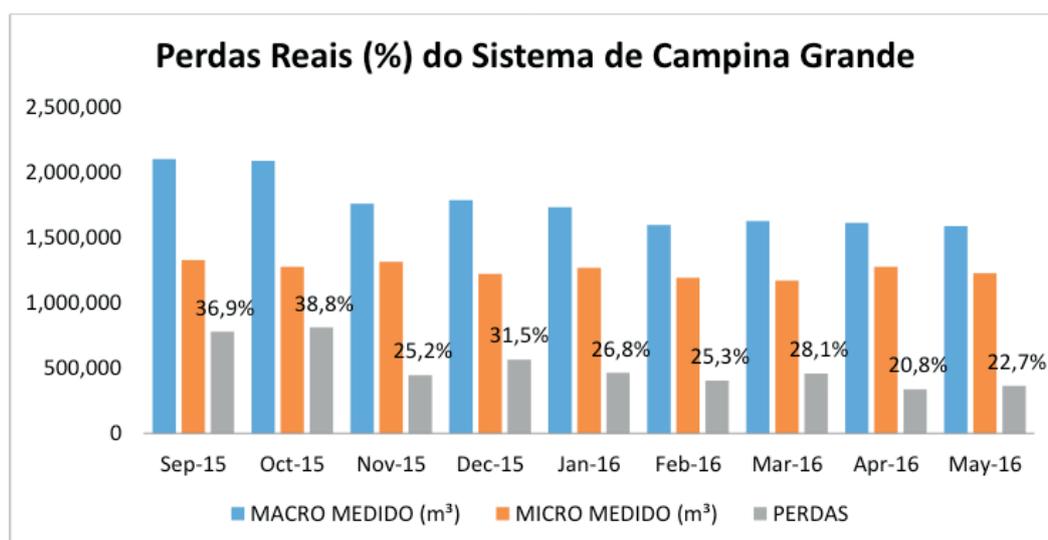


Figura 3– Valores calculados das perdas reais do Sistema de Abastecimento de Campina Grande

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Considerando os índices de perdas físicas que a CAGEPA apresentava no ano de 2011, que era de aproximadamente 48,5%, as ações implementadas pela CAGEPA, a partir do estabelecimento da crise hídrica (mais precisamente do ano de 2013) tem apresentado uma importante redução nas suas perdas físicas (reais) do Sistema de Abastecimento de Campina Grande. Isso demonstra uma maior eficiência do sistema e um cuidado maior com que a CAGEPA tem utilizado a água do açude Epitácio Pessoa.

Porem, para que o referido sistema alcance uma eficiência cada vez mais ampla é necessário que estas ações sejam adotadas em caráter permanente, independente da disponibilidade hídrica espacial e/ou temporal e que outras ações ligadas as perdas aparentes sejam intensificadas na mesma proporção.

## AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à CAGEPA e à AESA pela cessão de informações e dados dos sistemas estudados.

## REFERÊNCIAS

AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA. <http://site2.aesa.pb.gov.br/aesa/monitoramentoPluviometria.do?metodo=listarAnosChuvadasAnuais> < Disponível em: Acessado em: 23 de junho de 2016.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2005). Resolução 295, de 19 de julho de 2005. Outorgar a Companhia de Água e Esgotos da Paraíba CAGEPA, o direito de uso de recursos hídricos para captação de água do Reservatório denominado Açude Público Presidente Epitácio Pessoa, situado no Rio Paraíba, com a finalidade de abastecimento público.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (2012). Resolução 302, de 09 de julho de 2012. o direito de uso de recursos hídricos para captação de água do Reservatório denominado Açude Público Presidente Epitácio Pessoa, situado no Rio Paraíba, com a finalidade de abastecimento público.

ANA - AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS; AESA – AGÊNCIA EXECUTIVA DE GESTÃO DAS ÁGUAS DO ESTADO DA PARAÍBA (2015). Resolução Conjunta, nº 960, de 17 de agosto de 2015. Estabelece condições especiais de uso dos recursos hídricos superficiais e subterrâneos no Reservatório Epitácio Pessoa (Boqueirão) e na sua bacia hidráulica e procedimentos pertinentes.

CAGEPA (2008). Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. Relatório de Informações Cadastrais. Campina Grande.

CAGEPA (2016) Companhia de Água e Esgotos da Paraíba. Relatório de Informações Cadastrais. Campina Grande.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Censo (2010). Disponível em: < ftp://ftp.ibge.gov.br/Censos/Censo\_Demografico\_2010/Sinopse/Unidades\_da\_Federacao/sino\_pse\_uf\_Paraiba.zip >. Acesso em 23 de junho 2016.

MENESES, R.A. (2011) Diagnóstico operacional de sistemas de abastecimento de água: o caso de Campina Grande. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil e Ambiental) - Universidade Federal de Campina Grande. Campina Grande-PB.

PROGRAMA NACIONAL DE COMBATE AO DESPERDÍCIO DE ÁGUA (2004). DTA - Documento Técnico de Apoio nº A2. INDICADORES DE PERDAS NOS SISTEMAS DE ABASTECIMENTO DE ÁGUA.

RÊGO, J. C; GALVÃO, C. O; ALBUQUERQUE, J. P. T. (2012). Considerações sobre a gestão dos recursos hídricos do açude Epitácio Pessoa – Boqueirão na Bacia Hidrográfica do Rio Paraíba em cenário de vindouros anos secos. In Anais do XI Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste, João Pessoa, Nov. 2012.

## MONITORAMENTO DE SECAS NO NORDESTE DO BRASIL

### Marcos Airton de Sousa Freitas

Prof. Univ., Especialista em Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas - ANA, Setor Policial Sul, Área 5, Quadra 3, Bloco L, 70610-200, Brasília – DF.

**RESUMO:** É de suma importância dispor-se para os estados do Nordeste do Brasil, de instrumental de auxílio à tomada de decisões visando à redução de riscos de desastres relacionados aos eventos hidrometeorológicos extremos, como as secas. Nesse sentido, aplicou-se à diversos Estados do Nordeste do Brasil três índices, a saber: o RAI (Rainfall Anomaly Index), o BMDI (Bhalme & Mooley Drought Index) e o LARDI (Lamb Rainfall Departure Index). Uma vantagem prática no uso desses índices é o acompanhamento mensal ou anual, dependendo da disponibilidade dos dados, do grau de severidade e duração dos períodos secos, permitindo, com isso, tomar medidas efetivas e em tempo hábil, objetivando mitigar os impactos decorrentes desses eventos extremos.

**PALAVRAS-CHAVE:** índices de secas, secas, Nordeste do Brasil.

### DROUGHT MONITORING IN THE NORTHEAST OF BRAZIL

**ABSTRACT:** It is extremely important to have

instrumental aid to decision making in order to reduce disaster risks related to extreme hydrometeorological events such as drought. In this sense, several indexes have been applied to several States of the Northeast Brazil, so that different mitigating actions could be implemented in accordance with the values achieved by these parameters. The following meteorological indices were used: the RAI (Rainfall Anomaly Index), the BMDI (Bhalme & Mooley Drought Index) and LARDI (Lamb Rainfall Departure Index). A practical advantage in using these indices is the monthly monitoring of the degree of severity and duration of dry periods, in order to mitigate the impacts caused by these extreme events.

**KEYWORDS:** drought index, drought, Northeast Brazil

## 1 | INTRODUÇÃO

A precipitação e seus valores extremos (cheias e secas), no Nordeste do Brasil é, em parte, dependente dos fenômenos climáticos globais, como, por exemplos, a Zona de Convergência Inter-Tropical (ZCTI), o El Niño, a Oscilação Sul, o Dipolo do Atlântico e outros (Freitas, 2010). As secas se diferenciam nitidamente das demais catástrofes naturais. Ao contrário de outras ocorrências naturais

como cheias, furacões e terremotos, que iniciam e terminam repentinamente, além de se restringirem, normalmente, a uma pequena região, o fenômeno das secas tem, quase sempre, um início lento, uma longa duração e espalha-se, na maioria das vezes, por uma extensa área.

De acordo com Martins et al. (2013), a variabilidade climática presente da Região Nordeste já impõe grandes desafios à gestão dos recursos hídricos. Entretanto, as projeções das mudanças de clima, por sua vez, indicam que este quadro pode se agravar para a região. A utilização desta informação para o planejamento do setor ainda se constitui um desafio, seja pela ausência de ferramental teórico ainda não totalmente desenvolvido, seja pela necessidade de estudos específicos para a bacia ou região de interesse.

Na Gestão de Recursos Hídricos em regiões semiáridas, a exemplo do Nordeste do Brasil, é de suma importância dispor-se de instrumental prático de auxílio à tomada de decisões, notadamente nos períodos de secas. Freitas (1996) propôs a implementação de um Sistema de Suporte à Decisão para o monitoramento de secas para o semiárido brasileiro, considerando-se os índices meteorológicos. Diversos índices foram adaptados e incorporados a um sistema de acompanhamento das características básicas dos períodos de seca, quais sejam, duração, severidade e intensidade, de modo que diferenciadas ações mitigadoras pudessem ser de fato implementadas, de acordo com os valores atingidos por esses parâmetros. No monitoramento da seca na região, os seguintes índices foram empregados: o RAI (Rainfall Anomaly Index), o BMDI (Bhalme & Mooley Drought Index), bem como o LARDI (Lamb Rainfall Departure Index).

## **2 | GESTÃO DE RISCOS DE SECAS**

Dentre os objetivos da Política Nacional de Recursos Hídricos - PNRH, instituída pela Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997, encontra-se em seu Art. 2º, § III, a prevenção e a defesa contra eventos hidrológicos críticos de origem natural ou decorrentes do uso inadequado dos recursos naturais. Na Lei nº 9.984, de 17 de julho de 2000, a qual dispõe sobre a criação da Agência Nacional de Águas - ANA, entidade federal de implementação da Política Nacional de Recursos Hídricos e de coordenação do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, confirmar em seu Art. 4º que, a atuação da ANA obedecerá aos fundamentos, objetivos, diretrizes e instrumentos dessa Política Nacional, cabendo-lhe, dentre outras atividades, a de planejar e promover ações destinadas a prevenir ou minimizar os efeitos de secas e inundações, no âmbito do Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos, em articulação com o órgão central do Sistema Nacional de Defesa Civil, em apoio aos Estados e Municípios.

O Decreto nº 7.257, de 4 de agosto de 2010, que tem como finalidade regulamentar

a Medida Provisória nº 494 de 2 de julho de 2010, dispõe sobre o Sistema Nacional de Defesa Civil - SINDEC, sobre o reconhecimento de situação de emergência e estado de calamidade pública. Em seu Art. 5º § 6º, estabelece que “para coordenar e integrar as ações do SINDEC em todo o território nacional, a Secretaria Nacional de Defesa Civil manterá um centro nacional de gerenciamento de riscos e desastres, com a finalidade de agilizar as ações de resposta, monitorar desastres, riscos e ameaças de maior prevalência”.

Conforme UNISDR (2004), desastre é definido como “evento que possa causar danos físicos, fenômeno ou atividade humana que pode causar a perda de vidas ou ferimentos, danos à propriedade, rupturas sociais e econômicas ou degradação ambiental”. Desastres podem incluir condições latentes, que podem representar ameaças futuras e pode ter diferentes origens: natural (geológica, hidrometeorológica e biológica) ou induzida por processos humanos (degradação ambiental e desastres tecnológicos). A Redução do Risco de Desastres (DRR) inclui todas as políticas, estratégias e medidas que podem tornar as pessoas, vilas, cidades e países mais resistentes a riscos e reduzir o risco e a vulnerabilidade aos desastres, a saber: prevenção; mitigação; preparação; recuperação e reconstrução (UNISDR, 2004).

Dentre essas atividades cabe aqui ressaltar o monitoramento de secas, tendo como incerteza nesse processo: a identificação dos índices de secas; coleta, processamento e transmissão dos dados e as incertezas operacionais. Como riscos envolvidos podem ser citados: parâmetros (índices) de monitoramento inadequados; falta de recursos financeiros; identificar e aperfeiçoar índices adequados à região; aprimorar sistemas de informações e banco de dados; elaborar mapas de vulnerabilidade e de riscos (Freitas, 2010). Objetiva-se com esse artigo suprir algumas dessas deficiências.

### **3 | ÍNDICES DE SECAS**

No monitoramento de secas são usados, normalmente, índices como medida da severidade de um período seco. De acordo com sua formulação os índices podem ser classificados em meteorológicos, hidrológicos e agrícolas. Embora a precipitação seja um fator importante, o clima de uma determinada região não deve ser classificado em seco ou úmido com base apenas nas séries de precipitação. A evapotranspiração desempenha, particularmente em regiões semiáridas como o Nordeste do Brasil, um papel fundamental. Além disso, precipitação e evapotranspiração provêm de causas meteorológicas distintas. É mister observar se a precipitação é maior ou menor do que a evapotranspiração, dentre vários outros aspectos. A seguir, diversos índices são investigados com o intuito de determinar a possibilidade de suas aplicações práticas em um sistema de monitoramento de secas no Nordeste do Brasil.

## Rainfall Anomaly Index (RAI)

Freitas (1999) implementou e aplicou o Rainfall Anomaly Index (RAI) pioneiramente no Brasil, incorporando-o a um sistema de monitoramento de gestão de secas (Freitas, 1998; Freitas, 2005). Para tornar o desvio da precipitação em relação à condição normal de diversas regiões passíveis de comparação ROOY (1965) apresentou o índice a seguir:

$$RAI = 3 * \left[ \frac{(N - \bar{N})}{(\bar{M} - \bar{N})} \right], \text{ para anomalias positivas}$$

$$RAI = 3 * \left[ \frac{(N - \bar{N})}{(\bar{X} - \bar{N})} \right], \text{ para anomalias negativas}$$

Sendo:  $N$  = precipitação mensal atual;  $\bar{N}$  = precipitação média mensal da série histórica;  $\bar{M}$  = média das dez maiores precipitações mensais da série histórica; e  $\bar{X}$  = média das dez menores precipitações mensais da série histórica.

A Figura 1 apresenta a aplicação desse índice para dois postos pluviométricos do Estado do Rio Grande do Norte. Com base nesse índice é possível fazer uma comparação das condições atuais de precipitação em relação aos valores históricos. Ele serve ainda para avaliar a distribuição espacial de uma seca, consoante sua intensidade.

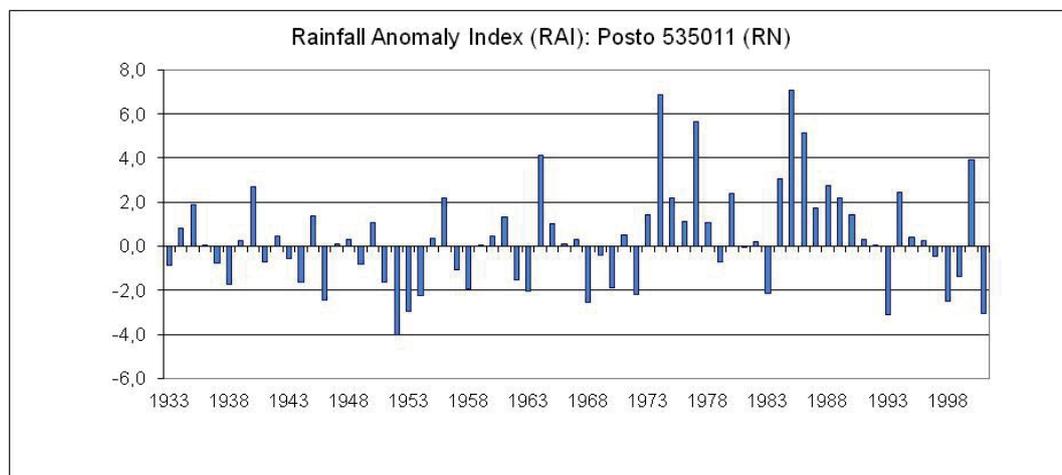
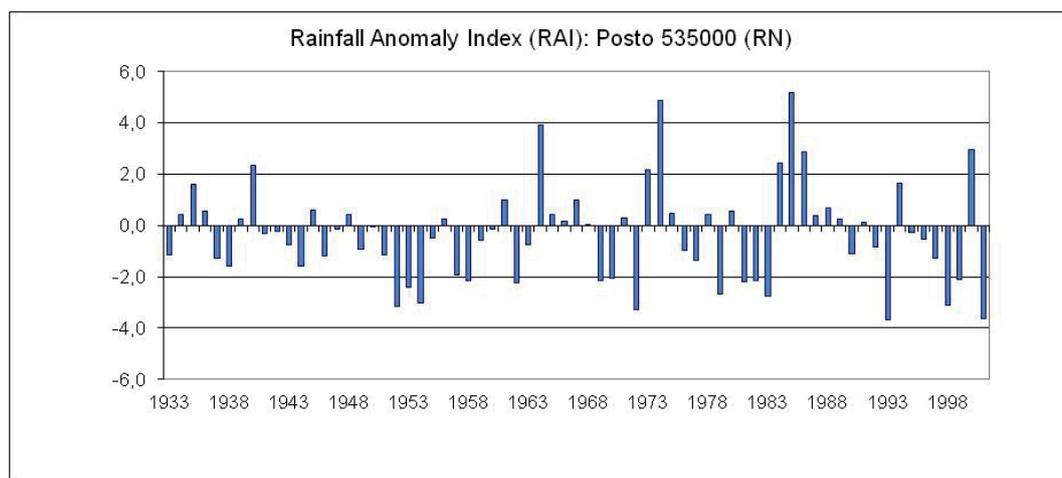


Figura 1: Rainfall Anomaly Index (RAI) para dois postos pluviométricos do Estado do Rio Grande do Norte.

## Bhalme & Mooley Drought Index (BMDI)

PALMER (1965) apresentou um procedimento de balanço de água, que ficou depois conhecido como Palmer Drought Severity Index (PDSI), para a região semi-árida do oeste do Estado do Kansas e para a região sub-úmida de Iowa, nos Estados Unidos. O PDSI é calculado tendo como base os dados de evapotranspiração, infiltração, escoamento superficial eventual etc. e expressa uma medida para a diferença acumulada entre a precipitação normal e a precipitação necessária à evapotranspiração. Essa análise é feita em nível semanal ou mensal. Resulta desse procedimento um índice que varia de -4 (secas extremas), passando por zero (condições normais) a +4 (períodos muito úmidos).

ALLEY (1984) e GUTTMAN (1991) demonstraram que o PDSI não era um bom indicador das condições de umidade, particularmente, nos períodos secos. Outra desvantagem do PDSI resulta do fato de que a regularização da vazão superficial não é considerada. Em um estudo nas regiões tropicais da Índia, BHALME & MOOLEY (1979, 1980) evidenciaram esses problemas. Propuseram, então, uma modificação do índice original, de modo a incorporar as condições climáticas vigentes na Índia. Tal índice ficou conhecido por Bhalme & Mooley Drought Index (BMDI). Apresenta-se aqui a aplicação desse novo índice para o Estado do Rio Grande do Norte.

Devido ao fato de esse índice apresentar tanto valores positivos quanto negativos ele pode ser utilizado na avaliação de períodos de secas e de cheias. O valor médio para o 1º semestre do ano, aplicado aos postos do Rio Grande do Norte (1931-2000) é mostrado na figura 2, aos do Estado da Paraíba (Figura 3), Piauí (Figura 4), Pernambuco (Figura 5) e Sergipe (Figura 6). O valor atual, mensal, acumulado do BMDI durante o período de crescimento das culturas ou do período chuvoso (janeiro a junho) pode ser, então, comparado com os valores históricos da região, de modo a se ter um controle permanente da condição de umidade.

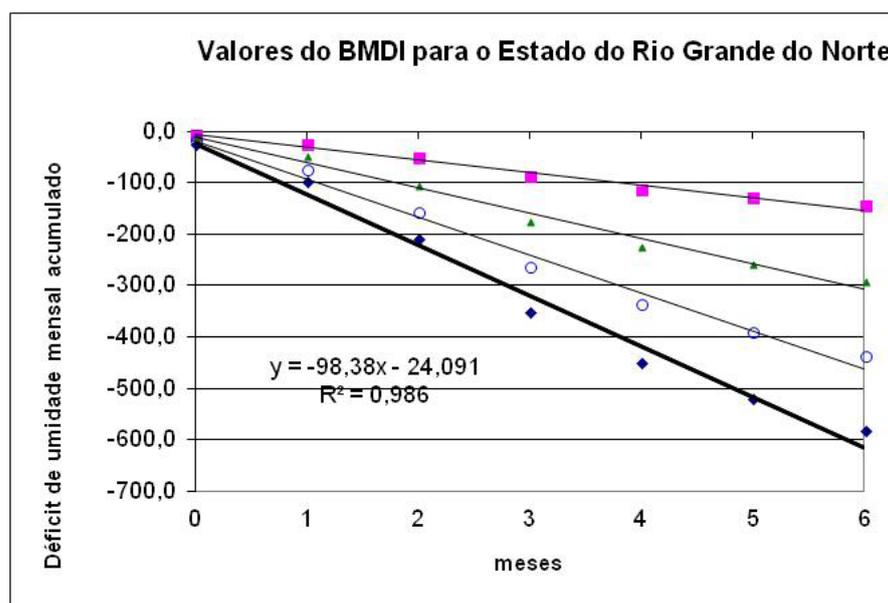


Figura 2: Valores de BMDI para o Estado do Rio Grande do Norte

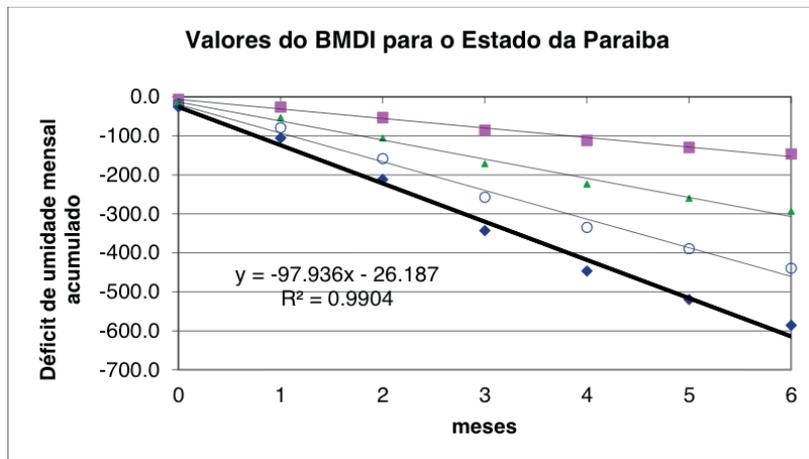


Figura 3: Valores de BMDI para o Estado da Paraíba

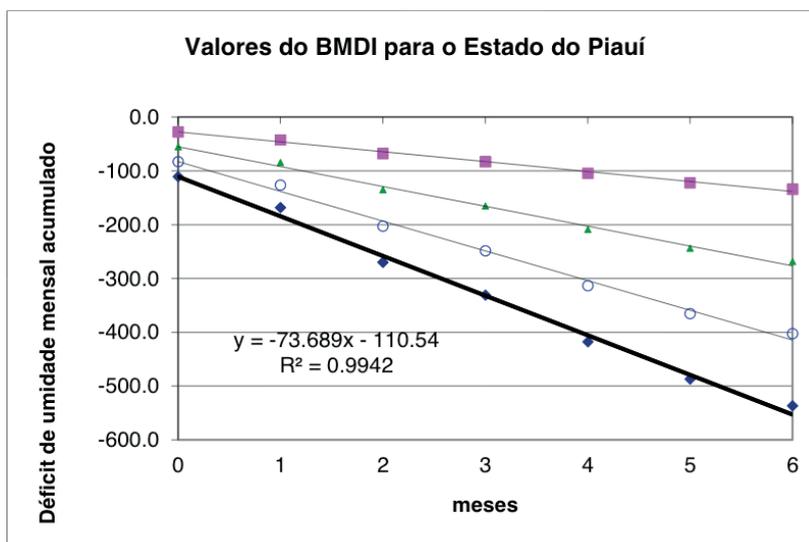


Figura 4: Valores de BMDI para o Estado do Piauí

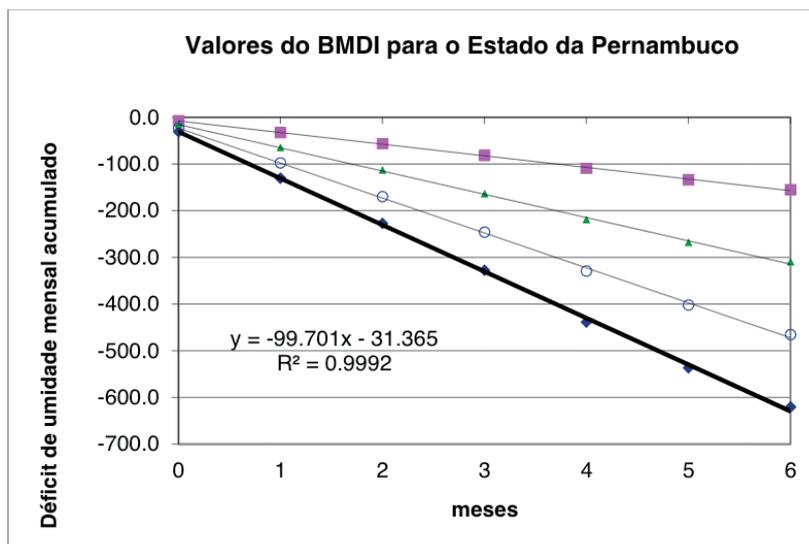


Figura 5: Valores de BMDI para o Estado de Pernambuco

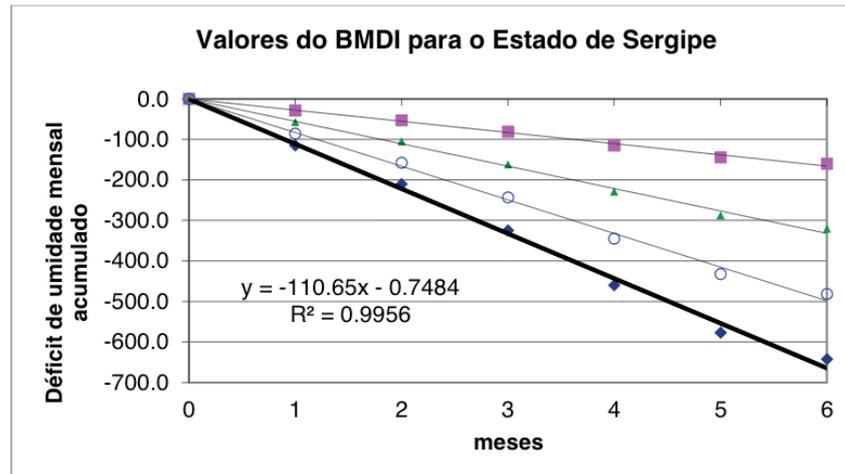


Figura 6: Valores de BMDI para o Estado de Sergipe

### Lamb Rainfall Departure Index (LRDI):

O cálculo desse índice (LAMB et al., 1986) consiste de um procedimento de normalização, através do qual os desvios médios da precipitação de diversos postos de uma dada região são agrupados na determinação de um índice único, dado por:

$$LRDI = \frac{1}{t_j} \sum_{t=1}^{t_j} \frac{N_{i,j} - \bar{N}_i}{S_j}$$

sendo  $N_{ij}$  = precipitação no ano j do posto i;  $N_i$  = precipitação média anual do posto i;  $S_i$  = desvio padrão da precipitação anual do posto i; e  $t_j$  = número de postos com precipitação no ano j.

Uma vantagem capital desse método é que todas as séries de precipitação, as quais normalmente apresentam muitas falhas, podem ser assim mesmas usadas na determinação de um índice regional. A figura 7 apresenta o resultado da precipitação dessa metodologia aos postos pluviométricos analisados, no período de 1931-2000, no Estado do Rio Grande do Norte.

## 4 | CONCLUSÕES

Diversos índices meteorológicos - RAI (Rainfall Anomaly Index), BMDI (Bhalme & Mooley Drought Index) e LRDI (Lamb Rainfall Departure Index) - foram modificados e incorporados a um Sistema de Suporte à Decisão (SSD) para o acompanhamento das características básicas dos períodos de seca, quais sejam, duração, severidade e intensidade, de modo que diferenciadas ações mitigadoras pudessem ser de fato implementadas, de acordo com os valores atingidos por esses parâmetros. Uma vantagem crucial no uso desses índices é o acompanhamento quase simultâneo do grau de severidade e duração dos períodos secos, permitindo, que se tomem medidas efetivas e em tempo hábil, objetivando minorar os impactos ocasionados

por uma seca. Recomenda-se a aplicação dessa metodologia a todos os postos pluviométricos do semiárido do Brasil resultando, com isso, numa melhor distribuição espacial desses valores.

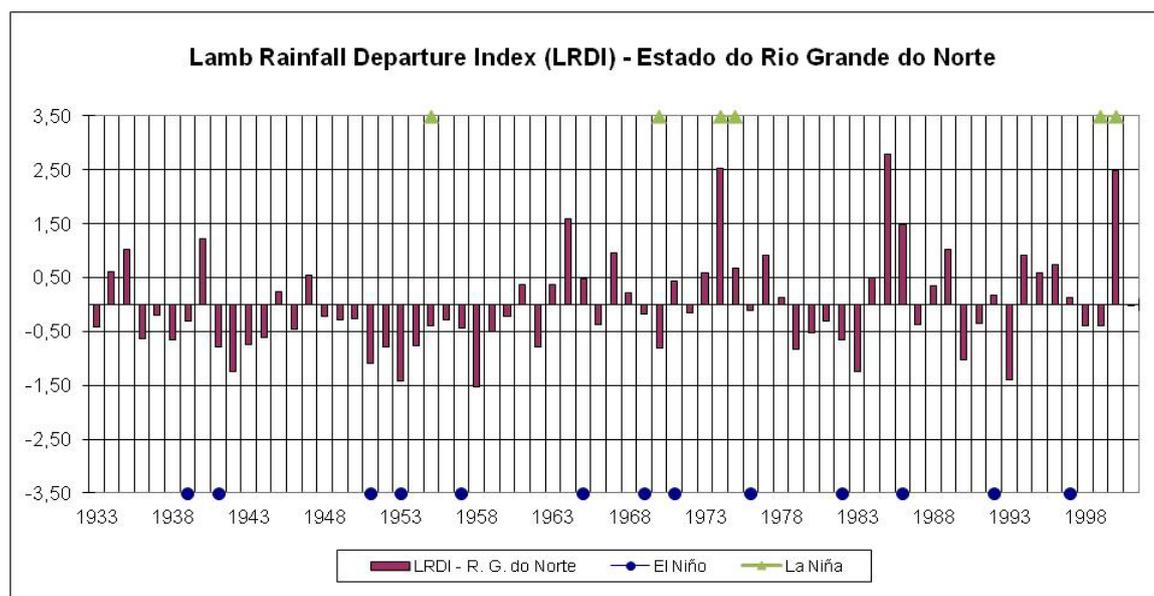


Figura 7: Valores de LRDI para o estado do Rio Grande do Norte.

## REFERÊNCIAS

ALLEY, W.M., 1984: **The Palmer Drought Severity Index: Limitations and Assumptions**, Journal of Climate and Applied Meteorology, 23, 1100-1109.

ARAÚJO, Lincoln Eloi, Aline Costa Ferreira, João Miguel de Moraes Neto, Francisco de Assis Salviano de Sousa. **VARIABILIDADE ESPAÇO-TEMPORAL DA PRECIPITAÇÃO NO CARIRI PARAIBANO** Revista Educação Agrícola Superior - v.22, n.2,p.23-26, 2007.

BHALME, H.N., D.A. MOOLEY, 1979: **On the Performance of Modified Palmer Index**, Archives for Meteorology, Geophysics, and Bioclimatology, Ser. B, 27, 281-295.

BHALME, H.N., D.A. MOOLEY, 1980: **Large-Scale Drought/Floods and Monsoon Circulation**, Monthly Weather Review, 108, 1197-1211.

CHAGNON, S.A., 1980: **Removing the Confusion over Droughts and Floods: The Interface between Scientists and Policy Makers**, Water International, 10-18.

FREITAS, M.A.S, 2010: **Que Venha a Seca: modelos para gestão de recursos hídricos em regiões semiáridas**, Ed. CBJE, Rio de Janeiro, 413p.

FREITAS, M.A.S. & M.H.A. BILLIB, 1997: **Drought Prediction and Characteristic Analysis in Semi-Arid Ceará / Northeast Brazil**, Symposium "Sustainability of Water Resources Under Increasing Uncertainty", IAHS Publ. No. 240, 105-112, Rabat, Marrocos.

GUTTMAN, N.B., 1991: **A Sensitivity Analysis of the Palmer Hydrologic Drought Index**, Water Resources Bulletin, 27(5), 797-807.

GUTTMAN, N.B., J.R.WALLIS, & J.R.M.HOSKING, 1992: **Spatial Comparability of the Palmer Drought Severity Index**, Water Resources Bulletin, 28(6), 1111-1119.

LAMB, P.J., R. A. PEPPLER & S. HASTENRATH, 1986: **Interannual Variability in the Atlantic**, Nature, 322, 238-240.

Martins, E.S.; Braga, C.F.C.; Souza Fo., Francisco Assis de; Moraes, Marcia M.G.A. ; Marques, G. F. ; Mediondo, E.M. ; Freitas, Marcos Airton de Sousa ; Vazquez, V. ; Engle, Nathan ; Denys, E. . **Climate change impacts on water resources management: adaptation challenges and opportunities in Northeast Brazil**. In: The World Bank Group. (Org.). Latin America and Caribbean Region Environment and Water Resources occasional paper series. 1ª ed. Washington DC: World Bank, 2013, v. 1, p. 1-6.

McDONALD, N.S., 1989: **Decision Making using a Drought Severity Index**, Proc. United Nations University Workshop, Need for Climate and Hydrologic Data in Agriculture in Southeast Asia, CSIRO Division of Water Research, Technical Memo 89/5.

PALMER, W.C., 1965: **Meteorological Drought**, Weather Bureau, U.S. Department of Commerce, Washigton, D.C., Research Paper n° 45, 1-58.

ROOY, M.P. van, 1965: **A Rainfall Anomaly Index Independent of Time and Space**, Notos, 14, 43.

United Nations International Strategy for Disaster Reduction Secretariat (UNISDR) - **Living with risk: a global review of disaster reduction initiatives**, Geneva, 2004, 429p.

## SOFTWARE PARA DIMENSIONAMENTO DE DIÂMETROS EM ESTAÇÃO ELEVATÓRIA

**Andréa Monteiro Machado**

Universidade Tiradentes, Aracaju, Sergipe

**Leonardo Pereira Lapa**

Universidade Tiradentes, Aracaju, Sergipe

**Paulo Eduardo Silva Martins**

Universidade Tiradentes, Aracaju, Sergipe

**Nayára Bezerra Carvalho**

Universidade Tiradentes, Aracaju, Sergipe

**RESUMO:** O presente trabalho aborda o desenvolvimento de um software construído na linguagem Python, destinado não só a estudantes de Engenharia Civil, levando-se em conta questões didáticas, mas também aos profissionais da engenharia que lidam com situações práticas de hidráulica, com foco em estação elevatória, na obtenção rápida e prática dos diâmetros de recalque e sucção da mesma. A criação dessa ferramenta tem o intuito de otimizar o tempo de cálculo, permitindo ao usuário, maior rapidez e confiança na obtenção de resultados, assim como a comparação com o dimensionamento realizado manualmente. O software abrangerá o cálculo de vazão e a obtenção dos diâmetros comerciais.

**PALAVRAS-CHAVE:** Dimensionamento, Estação Elevatória, Python, Software

SOFTWARE FOR DIMENSIONING  
DIAMETERS IN LIFT STATION

**ABSTRACT:** The present work deals with the development of software built in the Python language, aimed not only at students of Civil Engineering, taking into account didactic issues, but also engineering professionals who deal with practical situations of hydraulics, focusing on lift station, in the fast and practical obtaining of its suction and repression diameters. The creation of this tool has the purpose of optimizing the calculation time, allowing the user greater speed and confidence in obtaining results, as well as the comparison with the manual dimensioning. The software will cover the flow calculation and the attainment of commercial diameters.

**KEYWORDS:** Sizing, Lift station, Python, Software

### 1 | INTRODUÇÃO

A hidráulica é definida como o estudo do comportamento e de técnicas ligadas ao transporte dos fluidos, que têm a propriedade de se mover ou se deformar sobre a ação de forças cisalhantes, por serem compressíveis e pouco resistentes a tração (AZEVEDO NETTO, 1998; CIRILO *et al.*, 2014 & HOUGHTALEN, 2012).

Grande parte das aplicações da Hidráulica na Engenharia diz respeito à utilização de condutos, usados para o transporte de fluidos,

geralmente de seção transversal circular. Esse conjunto de tubulações, assim como, acessórios, bombas e motores, compõem o sistema elevatório, que é responsável por transportar certa vazão de um reservatório inferior para o superior (AZEVEDO NETTO, 1998; PORTO, 2006).

De acordo com Houghtalen (2012) e Silvestre (1995), há uma relação direta entre os fluidos e o Engenheiro Civil, pois este, nos aspectos técnicos, tem a responsabilidade do controle e da distribuição de água, envolvendo a aplicação dos princípios e métodos da engenharia nas etapas de planejamento, controle, transporte, conservação e utilização da água em obras relacionadas a portos, rios, canais, barragens, drenagem de esgotos, entre outras.

Em uma estação elevatória, dois aspectos importantes são levados em consideração. O primeiro é o diâmetro de sucção, que é responsável por conduzir a água do reservatório inferior até a bomba, e o segundo é o diâmetro de recalque que conduz a água da bomba até o reservatório superior (PORTO, 2006).

As vazões a recalcar, geralmente, são determinadas em função das condições de funcionamento das unidades a montante e a jusante da elevatória. O mesmo conceito se aplica a determinação dos diâmetros, em que é levado em consideração o tempo de funcionamento da bomba (HELLER E PÁDUA, 2006).

Além disso, todo dimensionamento da estação elevatória precisa garantir que a sua demanda solicitada seja atendida, por isso que o surgimento de inovações na área da hidráulica é importante, pois proporciona uma maior confiabilidade e segurança no dimensionamento, assegurando para que não haja superdimensionamento ou subdimensionamento, garantindo uma melhor gestão dos recursos hídricos.

Diante do exposto, no que se refere a dimensionamento dos diâmetros de uma estação elevatória, verifica-se que alguns parâmetros precisam ser seguidos e analisados para fins de cálculo. Segundo Luvizotto (1995), existe uma carência de estudos que visem sistematizar o desenvolvimento de modelos computacionais de fenômenos hidráulicos, principalmente de condutos forçados. Mediante essa ausência, objetiva-se no presente projeto o desenvolvimento de um software que proporcione uma facilidade na realização de cálculos de dimensionamento.

Para desenvolvimento do software foi escolhida a linguagem Python, por ser acessível e de fácil aprendizagem, não obstante, sendo uma das linguagens com o maior crescimento de popularidade de 2018 segundo TIOBE, que avalia o número de engenheiros especializados pelo mundo todo, cursos e fornecedores terceirizados, incluindo também populares mecanismos de buscas nos cálculos da avaliação.

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

A metodologia para se desenvolver esse projeto se deu através do levantamento bibliográfico, do estudo da linguagem a ser aplicada no software, do desenvolvimento

do fluxograma (Figura 1) para orientar no desenvolvimento do mesmo e em testes para verificar a funcionalidade e eficácia do software.

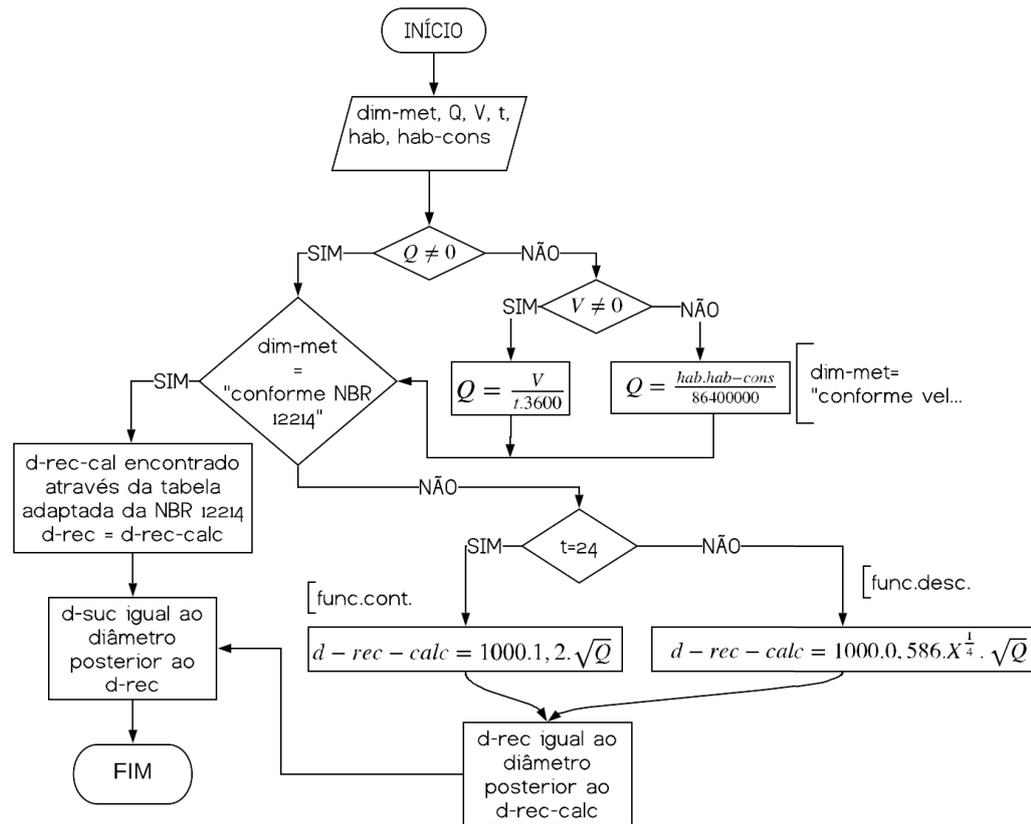


Figura 1: Fluxograma dos parâmetros hidráulicos para o dimensionamento dos diâmetros.

No dimensionamento de uma estação elevatória, um dos principais parâmetros de cálculo é a obtenção da vazão (Q) do sistema, que é dada pela razão entre o volume (V) em (m<sup>3</sup>) e o Tempo (T) dado em (s) (Azevedo Netto, 1998).

$$Q = \frac{V}{T} \text{ (m}^3\text{/s)} \quad (1)$$

Outro meio de se obter a vazão é através da relação:

$$Q = \frac{\text{n}^\circ \text{ de habitantes} \times \text{consumo diário} \left(\frac{\text{L}}{\text{hab}}\right)}{T} \quad (2)$$

Nesse caso, geralmente, obtém-se o valor da vazão em L/h, sendo necessário realizar a transformação das unidades para m<sup>3</sup>/s.

Com a obtenção da vazão, será fundamental calcular o diâmetro do conduto, que pode ser obtido a partir das seguintes condições:

- Conforme as velocidades máximas, em que o valor do diâmetro de sucção pode ser obtido a partir do critério das velocidades máximas presente na NBR 12214/92. Devido à mudança de velocidade máxima para cada diâmetro, foi criada uma tabela (Tabela 1) para auxiliar nesse dimensionamento, onde a vazão máxima foi calculada através da Equação (1). Desse modo, o valor do diâmetro é obtido por meio da comparação entre a vazão de projeto

e vazão máxima encontrada na Tabela 1.

Diâmetro nominal (mm)	Velocidade máxima (m/s)	Vazão máxima (m <sup>3</sup> /s)
450	1,5	0,238565
400	1,5	0,188496
350	1,4	0,134696
300	1,4	0,098960
250	1,2	0,058905
200	1,1	0,034558
150	1	0,017671
125	0,9	0,011045
110	0,9	0,008553
85	0,8	0,004540
75	0,8	0,003534
60	0,7	0,001979
50	0,7	0,001374

Tabela 1: Vazão máxima de sucção.

Fonte: Adaptado da NBR 12214/92.

- Para estações elevatórias onde o funcionamento é contínuo, ou seja, quando trabalha 24 horas por dia, usa-se a fórmula de Bresse para determinar o diâmetro de recalque (Cirilo et al., 2014):

$$D_r = K \cdot \sqrt{Q} \quad (3)$$

Onde,  $D_r$  é o diâmetro de recalque (m),  $Q$  é a vazão de recalque (m<sup>3</sup>/s) e  $K$  é o fator da fórmula de Bresse.

O valor do fator  $K$  dependerá de alguns fatores econômicos envolvidos na implantação e manutenção da estação elevatória, entretanto, por medida de segurança adota-se  $K=1,2$  quando as informações econômicas são insuficientes para análise mais detalhada (Cirilo et al., 2014).

- Para estações elevatórias onde o funcionamento é descontínuo, a Associação Brasileira de Normas Técnicas recomenda a seguinte expressão (Baptista e Coelho, 2010):

$$D_r = 0,586X^{1/4} \cdot \sqrt{Q} \quad (4)$$

Sendo  $D_r$  em m;  $Q$  em m<sup>3</sup>/s e  $X$  o número de horas de funcionamento por dia.

Como o valor do diâmetro calculado raramente coincidirá com o valor padronizado comercialmente, será comum adotar o valor mais próximo ao calculado. Para determinar o diâmetro da tubulação de sucção, adota-se o diâmetro superior ao diâmetro comercial de recalque (Cirilo et al., 2014). Ademais, no funcionamento contínuo e descontínuo são incorporados outros valores de diâmetro comercial não presentes na Tabela 1, sendo eles: 20, 25, 32 e 40 mm.

O programa apresenta um simulador de cálculos para dimensionamento dos diâmetros de recalque e sucção, tendo como base toda a teoria apresentada. Este software auxiliará no dimensionamento, otimizará o tempo de resolução e resultará em uma maior confiança durante os cálculos manuais, que poderão ser confrontados com a utilização do produto do presente projeto.

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Diante de todo levantamento bibliográfico realizado, das informações presentes na metodologia e seguindo as orientações do fluxograma apresentado (Figura 1), desenvolveu-se o software DiCalc (Figura 2). Em sua tela inicial, de acordo com os dados inseridos e a escolha feita em “dimensionamento do diâmetro”, o programa identificará a forma como prosseguirá com os cálculos. O software primeiramente determinará qual será a vazão de projeto, no qual há três casos diferentes que podem ocorrer:

- Situação onde a vazão é predeterminada de acordo com a demanda;
- A vazão é calculada através da equação da continuidade demonstrada na metodologia (Equação 1) utilizando-se o volume e tempo;
- E, por último, a vazão pode ser encontrada a partir da quantidade de habitantes, consumo médio por habitante e tempo (Equação 2).

Após essa etapa ser concluída, será realizado o dimensionamento do diâmetro, que pode ser efetuado conforme a NBR 12214 ou conforme velocidade econômica. Para o primeiro caso, o algoritmo irá comparar a vazão de projeto com a vazão máxima estabelecida pela norma (Tabela 1), sendo escolhido o maior diâmetro que esteja dentro da faixa limite. Já no último caso, o usuário deverá expor o tempo de funcionamento da bomba, na condição deste ser 24 horas, se tratará de um funcionamento contínuo (Equação 3), de outro modo, funcionamento descontínuo (Equação 4).

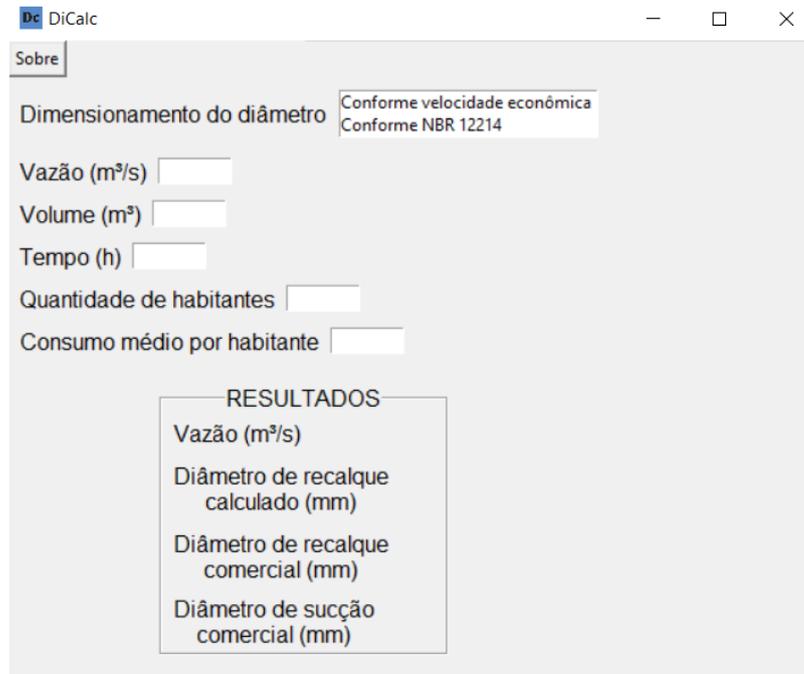


Figure 2: Software DiCalc

A aba “Sobre”, presente no software (Figura 3), apresenta informações sobre o mesmo e os responsáveis pelo desenvolvimento.

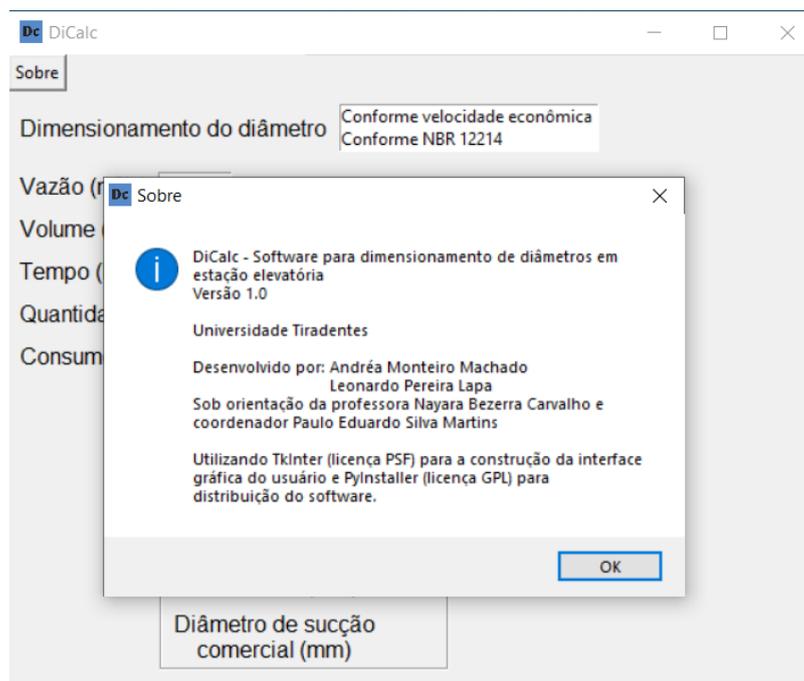


Figura 3: Aba “Sobre”.

O download do software pode ser efetuado a partir do QR Code mostrado na Figura 4. Entretanto, é importante notar que o programa se trata de um aplicativo para computador que funcionará somente no sistema operacional Windows 10 64 bits devido às limitações de empacotamento realizado através da ferramenta PyInstaller.



Figure 4: QR Code.

## 4 | CONCLUSÕES

Diante do que foi explicitado sobre o projeto, destaca-se que, apesar da simplicidade do software, a sua utilidade para fins acadêmicos e profissionais, torna os cálculos mais precisos e rápidos. O sistema assegura a qualidade, agilidade e confiabilidade nos cálculos na resolução de problemas em que se deseja obter o diâmetro de recalque e de sucção em estações elevatórias. Posteriormente, pretende-se aprimorar o sistema a fim de proporcionar uma maior expansão da sua funcionalidade com todo o dimensionamento da estação elevatória.

## REFERÊNCIAS

- AZEVEDO NETTO, J.M.; FERNANDEZ, M.F.; ITO, A.E. **Manual Hidráulico**. 8.ed. São Paulo: Edgard Blucher, 1998. 669p.
- BAPTISTA, M. B.; COELHO, M. M. L. P.. **Fundamentos de Engenharia Hidráulica**. 3.ed. rev. e ampl. Belo Horizonte: UFMG, 2010. 473p.
- CIRILO, J. A. et al. **Hidráulica Aplicada**. 2.ed. Porto Alegre: ABRH, 2014. 628p.
- HELLER, L.; PÁDUA, V. L. de (org.). **Abastecimento de água para consumo humano**. Belo Horizonte: UFMG, 2006. 859p.
- HOUGHTALEN, R. J. **Engenharia hidráulica**. 4.ed. São Paulo, SP: Pearson Education do Brasil, 2012. 313p.
- LUVIZOTTO, E. JR. **Controle operacional de redes de abastecimento de água auxiliado por computador**. Tese de Mestrado, Universidade de São Paulo - USP, São Paulo, 1995. 143p.
- NBR- 12214/1992 – **Projeto de sistema de bombeamento de água para abastecimento público**.
- PORTO, R. de M. **Hidráulica Básica**. 4.ed. São Carlos: EESC/USP, 2006. 540p.
- SILVESTRE, P. **Hidráulica Geral**. Rio de Janeiro: LTC – Livros Técnicos e Científicos. 1995. 316p.

## DEFINIÇÕES E CONCEITOS RELATIVOS À LMEO E À DELIMITAÇÃO DAS ÁREAS DE PROTEÇÃO PERMANENTES COM FUNÇÃO HÍDRICA À LUZ DO NOVO CÓDIGO FLORESTAL BRASILEIRO

### **Marcos Airton de Sousa Freitas**

Prof. Univ., Especialista em Recursos Hídricos da Agência Nacional de Águas - ANA, Setor Policial Sul, Área 5, Quadra 3, Bloco L, 70610-200, Brasília – DF.

### **Sandra Regina Afonso**

Doutor em Ciências Florestais – UnB; Pesquisadora do Serviço Florestal Brasileiro – Ministério do Meio Ambiente – SFB/ MMA

### **Márcio Antônio Sousa da Rocha Freitas**

Advogado, Eng. Agrônomo e Dr. Sc. (UFC); Prof. Univ. - Universidade Estadual do Piauí (UESPI), Rua João Cabral, 2231 - Pirajá, Teresina - PI, 64002-150

**RESUMO:** Este artigo se propõe a apresentar e discutir conceitos relacionados à demarcação da Linha Média de Enchente Ordinária (LMEO) e à delimitação de Áreas de Preservação Permanentes (APPs) que visam proteger os cursos d'água, considerando a instituição da Nova Lei Florestal, a Lei nº. 12651, de 25 de maio de 2012, também chamada de Novo Código Florestal Brasileiro. Os diversos conceitos apresentados em uma série de dispositivos legais relacionados à delimitação de APPs que visam proteger os cursos d'água não apresentam clareza que permita a implementação de políticas públicas capazes de garantir a efetiva preservação dos recursos hídricos. Isso devido aos diversos aspectos

discutidos, a saber: i) o rio representa um sistema dinâmico para o qual se tem dificuldade de se determinar a calha de leito regular; ii) a grande variação de ecossistemas no país para os quais devem ser consideradas as suas especificidades; e iii) a vasta extensão territorial que exige o uso de ferramentas de análise remota que, em alguns casos, necessitam de simplificações para garantir sua aplicabilidade.

**PALAVRAS-CHAVE:** LMEO; Área de Proteção Permanente; Código Florestal.

### DEFINITIONS AND CONCEPTS RELATING TO LMEO AND THE DELIMITATION OF PERMANENT AREAS OF PROTECTION WITH WATER FUNCTION IN THE LIGHT OF THE NEW BRAZILIAN FOREST CODE

**ABSTRACT:** This article aims to present and discuss concepts related to the Annual Average Flood Line (LMEO) and the delimitation of the Permanent Preservation Areas (APP) that aim to protect water courses, considering the institution of the New Forestry Act, the 12.651 Law from May 25, 2012, also called the New Brazilian Forestry Code. The various concepts presented in a series of legal provisions relating to the delimitation of PPAs, aimed at protecting water courses, do not have enough clarity to enable the implementation of public policies in order to ensure the effective conservation of water resources. This is due to the various aspects discussed, as follows: i) the river is a

dynamic system for which it is difficult to determine its regular river channel; ii) the wide range of ecosystems within the country for which the individual characteristics should be considered; and iii) the vast territorial extension that demands the use of remote analysis tools, which, in some cases, need to use simplifications in order to ensure its applicability.

**KEYWORDS:** LMEO; Permanent Protection Area; Forest Code.

## 1 | INTRODUÇÃO

Este artigo se propõe a apresentar e discutir conceitos relacionados à demarcação da Linha Média de Enchente Ordinária (LMEO) e à delimitação de Áreas de Preservação Permanentes (APPs) que visam proteger os cursos d'água, considerando a instituição da Nova Lei Florestal, a Lei nº. 12651, de 25 de maio de 2012, também chamada de Novo Código Florestal Brasileiro.

Segundo Silva (2008) apud Oliveira & Miguez (2011), pode-se definir um rio como “um sistema dinâmico formado pela combinação de duas fases: uma fase líquida representada, por um escoamento básico com superfície livre, turbulento e paredes deformáveis, regido pelas leis da Hidráulica e Mecânica dos Fluidos, e cujo comportamento determina a forma e a geometria da calha fluvial; uma fase sólida, representada por um fluxo de partículas sólidas de várias dimensões e diferentes propriedades físico-químicas e mecânicas, denominadas genericamente de sedimentos, cujo comportamento pode, por sua vez, modificar as propriedades da corrente líquida”. Deste modo, é que por um processo de retroalimentação, o escoamento altera a geometria da calha fluvial e a nova configuração desta calha provoca uma mudança em algumas características do escoamento.

Assim, conforme Oliveira & Miguez (2011), em condições de equilíbrio natural, o “funcionamento deste sistema dinâmico é responsável pela geometria e morfologia dos rios, determinando suas profundidades, larguras, declividades, sinuosidade do curso d'água e tipos de configurações do leito. Estas propriedades apresentam flutuações contínuas no tempo, cujos valores médios em um período suficientemente longo, são constantes ou variam numa escala muito pequena. Neste caso, diz-se que o rio encontra-se “**em regime**”. Os problemas de desequilíbrio surgem quando da modificação na bacia hidrográfica e/ou introdução de obras de engenharia. Consoante esses autores, a caracterização de uma **enchente ordinária** só pode ser realizada quando o rio se encontra **em regime**. A construção de reservatórios e a urbanização da bacia alteram, pois, as condições da fase líquida e da fase sólida e produz-se um novo regime, diferente do anterior.

De acordo com o Dicionário de Termos Técnicos de Irrigação e Drenagem (ABID, 1978), da Associação Brasileira de Irrigação e Drenagem, o termo “**cheia**”, “**enchentes**” ou “**inundação**” é definido como a “vazão ou nível relativamente elevados num rio, nitidamente superiores ao normal; também a inundação de terras

baixas que dele pode resultar; massa de água que sobe, incha e inunda terras que não são normalmente cobertas de águas”.

Consoante às planícies de inundação, tem-se, de acordo com Christofolletti (1980), os leitos fluviais correspondem aos espaços, que podem ser ocupados pelo escoamento das águas: i) **Leito de vazante**: que está incluído no leito menor e é utilizado para o escoamento das águas baixas; ii) **Leito menor**: é bem delimitado, encaixado entre margens geralmente bem definidas; o escoamento das águas nesse leito tem a frequência suficiente para impedir o crescimento da vegetação; iii) **Leito maior periódico ou sazonal**: é regularmente ocupado pelas cheias, em pelo menos uma vez cada ano; iv) **Leito maior excepcional**: por onde correm as cheias mais elevadas, as enchentes; é submerso em intervalos irregulares, mas, por definição, nem todos os anos.

A Lei Imperial nº 1.507, de 26 de setembro de 1807, estabeleceu a primeira noção **de terrenos marginais** no Direito Administrativo (Gasparine, 2006). Objetiva-se à proteção aos terrenos marginais dos rios navegáveis de sete braças (15,40m). Contudo, para que a lei pudesse ser aplicada fazia-se necessária a demarcação do **ponto médio das enchentes ordinárias**.

A Lei nº 1.507, de 26 de setembro de 1867, estabelece, em seu Art. 39, que “Fica reservada para servidão pública nas margens dos rios navegáveis e de que se fazem os navegáveis, fora do alcance das marés, salvas as concessões legítimas feitas até a data da publicação da presente lei, a zona de sete braças contadas do ponto médio das enchentes ordinárias para o interior, e o Governo autorizado para concedê-las em lotes razoáveis na forma das disposições sobre os terrenos de marinha”.

O Decreto nº 4.105, de 22 de fevereiro de 1868, avança na definição dos terrenos marginais e acrescidos, conforme Art. 1º, § 2º “São terrenos reservados para a servidão pública nas margens dos rios navegáveis e de que se fazem navegáveis, todos os que banhados pelas águas dos ditos rios, fora do alcance das marés, vão até a distância de 7 braças craveiras (15,4 metros) para a parte de terra, contadas desde o ponto médio das enchentes ordinárias”.

O Decreto n.º 24.643, de 10 de julho de 1934, conhecido como Código de Águas, estabelece, em seu Art. 11, § 2º, que são públicos dominicais, se não estiverem destinados ao uso comum, ou por algum título legítimo não pertencerem ao domínio particular, os “terrenos reservados nas margens das correntes públicas de uso comum, bem como dos canais, lagos e lagoas da mesma espécie. Salvo quanto às correntes que não sendo navegáveis nem flutuáveis, concorrem apenas para formar outras simplesmente flutuáveis, e não navegáveis”. E no Art. 14, que “os terrenos reservados são os que, banhados pelas correntes navegáveis, fora do alcance das marés, vão até a distância de 15 metros para a parte da terra, contados desde o ponto médio das enchentes ordinárias”.

Assim, o Decreto-lei n.º 9.760, de 05 de setembro de 1946, reza que:

*“Art. 1º Incluem-se entre os bens imóveis da União:*

*a) .....*

*b) os terrenos marginais dos rios navegáveis, em Territórios Federais, se, por qualquer título legítimo, não pertencerem a particulares;*

*c) os terrenos marginais de rios e as ilhas nestes situadas, na faixa de fronteira do território nacional e nas zonas onde se faça sentir a influência das marés;”*

*“Art. 4º São terrenos marginais os que banhados pelas correntes navegáveis, fora do alcance das marés, vão até a distância de 15 (quinze) metros, medidos horizontalmente para a parte da terra, contados desde a linha média das enchentes ordinárias.”*

*“Art. 9º É da competência do Serviço do Patrimônio da União (SPU) a determinação da posição das linhas de preamar médio do ano de 1831 e da média das enchentes ordinárias.”*

Outrossim, a Constituição da República Federativa do Brasil, de 5 de outubro de 1988, estabelece, em seu Art. 20, que, entre outros, são bens da União “os lagos, rios e quaisquer correntes de água em terrenos de seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam a território estrangeiro ou dele provenham, bem como os terrenos marginais e as praias fluviais”.

Silva (2008) esclarece que “a Constituição de 1988, a qual em seu artigo 20, III, de forma inédita, trouxe a menção expressa aos terrenos marginais logo em seguida à enunciação das águas de propriedade da União, incluindo em tal titularidade as correntes de água em terrenos do seu domínio, ou que banhem mais de um Estado, sirvam de limites com outros países, ou se estendam ao território estrangeiro ou dele provenham, de forma que somente os terrenos situados nas margens dessas correntes de água seriam da União”. Assim, conforme Silva (2008), o dispositivo deixa claro que seriam rios federais os enquadrados nos critérios do dispositivo, sendo navegáveis ou não, pois fala em “correntes de água”, de tal sorte que mesmo os terrenos situados nas margens de correntes não navegáveis parecem estar incluídos dentre os bens da União.

No que tange às Áreas de Preservação Permanente - APP, a Lei Federal nº 4.771/1965 (Código Florestal) apresentava:

*“Art. 2º Consideram-se de preservação permanente, pelo só efeito desta Lei, as florestas e demais formas de vegetação natural situadas:*

*a) ao longo dos rios ou de qualquer curso d'água desde o seu nível mais alto em faixa marginal cuja largura mínima será: (Redação dada pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989)*

*1 - de 30 (trinta) metros para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura; (Redação dada pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989)*

*2 - de 50 (cinquenta) metros para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura; (Redação dada pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989)*

*3 - de 100 (cem) metros para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura; (Redação dada pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989)*

*4 - de 200 (duzentos) metros para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura; (Redação dada pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989)*

5 - de 500 (quinhentos) metros para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros; (Incluído pela Lei nº 7.803 de 18.7.1989)”

Xavier et al. (2011), citando trabalho de Miranda et al. (2008), afirmam que são três as grandes dificuldades para mapear e quantificar as áreas de preservação permanente vinculadas à hidrografia. A primeira seria a inexistência de mapeamento homogêneo e detalhado da rede hidrográfica do Brasil, principalmente na Amazônia. A segunda, ainda segundo esses autores, diz respeito à Resolução 303/2002, do Conselho Nacional do Meio Ambiente - CONAMA, que estabelece como área ocupada pelo rio, para cálculo de sua largura, não o leito inundado de forma permanente, mas a faixa inundável “a partir do nível mais alto”, que é definido pela mesma resolução como o “nível alcançado por ocasião da cheia sazonal do curso d'água perene ou intermitente”. Por fim, a terceira dificuldade reside no ajuste das faixas marginais, caso a caso, posto que a essa área inundável deve-se agregar uma faixa marginal variável de 30 a 500 m de cada lado, em função da largura da área da cheia máxima.

Consoante à Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002, que dispõe sobre parâmetros, definições e limites de **Áreas de Preservação Permanente - APP**, tem-se:

Art. 2º Para os efeitos desta Resolução são adotadas as seguintes definições:  
I - nível mais alto: nível alcançado por ocasião da cheia sazonal do curso d'água perene ou intermitente;

Art. 3º Constitui Área de Preservação Permanente a área situada:  
I - em faixa marginal, medida a partir do nível mais alto, em projeção horizontal, com largura mínima, de:  
a) trinta metros, para o curso d'água com menos de dez metros de largura;  
b) cinquenta metros, para o curso d'água com dez a cinquenta metros de largura;  
c) cem metros, para o curso d'água com cinquenta a duzentos metros de largura;  
d) duzentos metros, para o curso d'água com duzentos a seiscentos metros de largura;  
e) quinhentos metros, para o curso d'água com mais de seiscentos metros de largura.

A Resolução CONAMA nº 341, de 25 de setembro de 2003, publicada no DOU nº 213, de 3 de novembro de 2003, Seção 1, página 62, resolve em seu Art. 1º acrescentar à Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002, publicada no Diário Oficial da União, de 13 de maio de 2002, Seção 1, página 68, os seguintes considerandos: “Considerando a conveniência de regulamentar os arts. 2o e 3o da Lei no 4.771, de 15 de setembro de 1965, no que concerne às Áreas de Preservação Permanente; Considerando ser dever do Poder Público e dos particulares preservar a biodiversidade, notadamente a flora, a fauna, os recursos hídricos, as belezas naturais e o equilíbrio ecológico, evitando a poluição das águas, solo e ar, pressuposto intrínseco ao reconhecimento e exercício do direito de propriedade, nos termos dos arts. 5º, caput (direito à vida) e inciso XXIII (função social da propriedade), 170, VI, 186, II, e 225, todos da Constituição Federal, bem como do art. 1.299, do Código Civil, que obriga o proprietário e posseiro a respeitarem os regulamentos administrativos”.

A Orientação Normativa, que disciplina a demarcação de terrenos marginais e seus acréscidos – ON-GEADE-003, de 04 de junho de 2001, indica que para o cálculo da média das enchentes ordinárias, considerar-se-á “as cotas máximas anuais referentes às enchentes com período de recorrência igual a 3 anos, excluindo-se as enchentes com períodos de recorrência igual ou superior a 20 anos”. Adicionalmente, que “admitir-se-á a utilização, para cálculo da média das enchentes ordinárias, de cotas referentes às enchentes com período de recorrência superior a 3 anos, desde que devidamente justificada”. E que “serão utilizados somente dados de estações fluviométricas que possuam, no mínimo, 20 anos de observações”. Segue afirmando que “de posse da ficha contendo os dados de observações das enchentes de uma determinada estação fluviométrica, as cotas máximas anuais deverão ser relacionadas em ordem decrescente. O quociente obtido da divisão do número de anos de observação em uma estação fluviométrica pelo período de recorrência (em anos), indicará o número de cotas de enchentes com períodos de recorrência iguais ou superiores ao usado como referência para o cálculo”. Prosseguindo afirma que serão descartadas as enchentes com período de recorrência inferiores a 3 anos e iguais ou superiores a 20 anos. E, finalmente, que “a média das enchentes ordinárias de uma estação fluviométrica será a média aritmética das cotas máximas anuais referentes às enchentes com períodos de recorrência entre 3 e 20 anos”.

Entretanto, segundo Oliveira & Miguez (2011), “a utilização de enchentes com período de recorrência maior que dois anos é incompatível com o espírito da Lei nº 1.507, de 26 de setembro de 1807, contraria o significado etimológico da palavra ordinário e não encontra respaldo em procedimentos usuais no estudo dos recursos hídricos e nas definições do leito do rio na literatura técnica internacional”. E prosseguem afirmando que “a demarcação poderia ainda, ser apoiada em procedimentos modernos de hidrologia, com o uso de modelos matemáticos, que apontem, através de cálculo, a provável linha do *bankfull* atual e a vazão associada. A Lei nº 1.507, de 1807, precisa de adequações, pois não é razoável a indicação da provável linha do *bankfull* em 1807, pois não se pode reproduzir de forma fidedigna o que ocorria naquela época, por falta de registros. Além disso, e mais importante, também não é razoável usar por referência uma realidade que não mais existe”.

De acordo com o Manual de Regularização Fundiária em Terras da União, da Secretaria do Patrimônio da União – SPU (Saule Júnior et al., 2006), várzeas “são áreas localizadas ao longo de rios com ciclos anuais, marcados por períodos de cheias e vazantes. São terrenos que, periodicamente, ficam alagados durante uma enchente do rio e descobertos com a vazante”. Assim conforme o referido manual, pelo fato de não existir um conceito de várzea descrito em lei, adota-se como base, o conceito de leito maior, trazido pela Resolução nº 004/1985, do CONAMA, qual seja, “calha alargada ou maior de um rio, ocupada nos períodos anuais de cheia”.

Morais et al. (2011) apresentaram uma revisão bibliográfica sobre as funções consideradas mais relevantes do ponto de vista hidrológico e da proteção do corpo

hídrico desempenhadas pelas zonas ripárias que, segundo esses autores, estão em geral, contidas dentro das APPs, tendo em vista os atuais impactos aos corpos hídricos, notadamente no que tange aos processos erosivos da calha fluvial, a redução do escoamento e ao aporte de sedimentos e nutrientes no corpo hídrico. Adicionalmente, a função hidrológica da zona ripária divide-se em diversos fatores que influenciam diretamente na estabilidade da bacia hidrográfica e indiretamente na qualidade da água, dentre os quais citam: atenuação do pico de cheias; dissipação de energia do escoamento superficial pela rugosidade da vegetação; equilíbrio térmico da água; estabilidade das margens; ciclagem de nutrientes; e controle de sedimentação.

Victoria & Mello (2011) comentando sobre diversos trabalhos no sentido de identificar as Áreas de Proteção Permanente – APP, avaliam que, essas estimativas esbarram em limitações, principalmente relativas à falta de informações cartográficas adequadas. E que, no caso das APPs nas margens dos rios, essas dimensões dependem da largura dos cursos d'água na cota de maior inundação e que, “estimativas de APP para grandes bacias que desconsiderem a largura do canal de drenagem estão sujeitas a significativas incertezas”.

Assim, se os diversos dispositivos legais não são claros no sentido de definir de maneira inequívoca, tanto a Linha Média de Enchentes Ordinárias – LMEO, quanto as Áreas de Proteção Permanente – APP, não resta dúvida quanto à competência legal de cada um deles. O órgão responsável para promover as ações necessárias para identificar, demarcar, discriminar, cadastrar, registrar e fiscalizar os bens imóveis de domínio da União é a Secretaria do Patrimônio da União – SPU, do Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão. Com a Lei Federal nº 5.972/1973, a União ficou obrigada a registrar seus bens. E, a partir de 1998, com base na legislação federal sobre a administração dos bens imóveis da União, ficou obrigatório o registro destes bens no Cartório de Registro de Imóveis.

A 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.

Consoante o Art. 3º, inciso II, da referida Lei, tem-se para a definição de **Área de Preservação Permanente - APP**: área protegida, coberta ou não por vegetação nativa, com a função ambiental de preservar os recursos hídricos, a paisagem, a estabilidade geológica e a biodiversidade, facilitar o fluxo gênico de fauna e flora, proteger o solo e assegurar o bem-estar das populações humanas.

Conforme Art. 4º, considera-se Área de Preservação Permanente, em zonas rurais ou urbanas, para os efeitos desta Lei:

I - as faixas marginais de qualquer curso d'água natural, **desde a borda da calha do leito regular**, em largura mínima de:

- a) 30 (trinta) metros, para os cursos d'água de menos de 10 (dez) metros de largura;
- b) 50 (cinquenta) metros, para os cursos d'água que tenham de 10 (dez) a 50 (cinquenta) metros de largura;
- c) 100 (cem) metros, para os cursos d'água que tenham de 50 (cinquenta) a 200 (duzentos) metros de largura;
- d) 200 (duzentos) metros, para os cursos d'água que tenham de 200 (duzentos) a 600 (seiscentos) metros de largura;
- e) 500 (quinhentos) metros, para os cursos d'água que tenham largura superior a 600 (seiscentos) metros.

O inciso XIX, do Art. 3º, define **leito regular**, como sendo “a calha por onde correm regularmente as águas do curso d'água durante o ano”.

Assim, houve alteração na determinação de faixa marginal, que agora passa a ser medida **a partir da borda da calha regular**, em lugar de ser medida **a partir do nível mais alto**, conforme Art. 2º da Lei Federal nº 4.771/1965, revogada. Consoante à Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002, o nível mais alto seria o nível alcançado por ocasião da cheia sazonal do curso d'água perene ou intermitente, em projeção horizontal.

Conforme diversos pesquisadores do Comitê Brasil em Defesa das Florestas e do Desenvolvimento Sustentável (2012), bem como Andrade (2015), essa alteração pode comprometer o equilíbrio ambiental, tanto nas áreas úmidas quanto nas regiões semiáridas.

Os rios do semiárido brasileiro apresentam alta variabilidade de vazões, influenciada pela dinâmica das chuvas, em geral concentradas e mal distribuídas, tanto temporal quanto espacialmente. No período de estiagem, os rios secam desde suas cabeceiras até próximo à costa, o que não acontecem com os rios de regiões mais úmidas (Ab'Saber, 2003; Freitas, 2010; Andrade, 2015).

Conforme Andrade (2015), para os rios semiáridos esta mudança reduz significativamente suas APPs, pois o leito regular apresenta um tamanho consideravelmente menor em relação ao leito maior, além do que alguns dos rios secam no período de estiagem o que dificulta a delimitação da APP. Outro fator agravante é que boa parte dos rios semiáridos apresentam suas vazões controladas por açudes, o que camufla o leito regular, tornando-o ainda menor. Assim, as mudanças na forma de delimitação da largura da APP dos rios, especialmente, os rios semiáridos podem ter suas áreas de proteção comprometidas, contribuindo para mudanças na sua dinâmica fluvial, com o aumento dos processos de erosão de margens e o assoreamento do canal fluvial.

Para áreas úmidas, como o Pantanal, Piedade *et al.* (2012) avaliam que a referência à largura da calha regular não aborda o mais importante dos aspectos nesses sistemas, que é a extensão e expansão lateral dessas áreas úmidas, que varia ao longo da paisagem e do ano. De acordo com os autores, as APPs deveriam ser delimitadas a partir do nível mais alto da cheia nas áreas úmidas do território nacional.

A Lei 12.651/2012 estabelece ainda, no seu artigo 29 que todos os imóveis rurais devem estar cadastrados no Cadastro Ambiental Rural, no qual deverá ser informado a localização, dentre outras, das Áreas de Preservação Permanente:

Art. 29. É criado o Cadastro Ambiental Rural - CAR, no âmbito do Sistema Nacional de Informação sobre Meio Ambiente - SINIMA, registro público eletrônico de âmbito nacional, obrigatório para todos os imóveis rurais, com a finalidade de integrar as informações ambientais das propriedades e posses rurais, compondo base de dados para controle, monitoramento, planejamento ambiental e econômico e combate ao desmatamento.

§ 1º A inscrição do imóvel rural no CAR deverá ser feita, preferencialmente, no órgão ambiental municipal ou estadual, que, nos termos do regulamento, exigirá do proprietário ou possuidor rural:

I - identificação do proprietário ou possuidor rural;

II - comprovação da propriedade ou posse;

III - identificação do imóvel por meio de planta e memorial descritivo, contendo a indicação das coordenadas geográficas com pelo menos um ponto de amarração do perímetro do imóvel, informando a localização dos remanescentes de vegetação nativa, das Áreas de Preservação Permanente, das Áreas de Uso Restrito, das áreas consolidadas e, caso existente, também da localização da Reserva Legal.

O Cadastro Ambiental Rural vem representando uma importante e inovadora ferramenta, tanto para subsidiar políticas públicas quanto para o planejamento do produtor. De forma bastante simples, ao cadastrar seu imóvel, o proprietário declara apenas a largura do rio e partir disso o sistema gera a delimitação das APPs hídricas do seu imóvel, não se entrando no mérito quanto a sua forma de medição.

## 2 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os diversos conceitos apresentados em uma série de dispositivos legais relacionados à delimitação de APPs que visam proteger os cursos d'água não apresentam clareza que permita a implementação de políticas públicas capazes de garantir a efetiva preservação dos recursos hídricos. Isso devido aos diversos aspectos discutidos, a saber: i) o rio representa um sistema dinâmico para o qual se tem dificuldade de se determinar a calha de leito regular; ii) a grande variação de ecossistemas no país para os quais devem ser consideradas as suas especificidades; e iii) a vasta extensão territorial que exige o uso de ferramentas de análise remota que, em alguns casos, necessitam de simplificações para garantir sua aplicabilidade.

## REFERÊNCIAS

AB'SABER, A.N. (2003). *Os domínios de natureza no Brasil – potencialidades paisagísticas*. São Paulo: Atiliê Editorial, 159p.

ANDRADE, J. H. R. (2015). “*Mudanças na Forma de Delimitar a Área de Proteção Permanente (APP) dos Rios e Suas implicações para os Rios Semiáridos*”. In II Workshop Internacional sobre

Água no Semiárido Brasileiro, Campina Grande, PB.

CHRISTOFOLETTI, A. (1980). **Geomorfologia**. São Paulo. Edgard Blücher, 2ª edição, 83 p.

FREITAS, M.A.S. (2010). **Que Venha a Seca**, Ed. CBJE, Rio de Janeiro, RJ, 473p.

GASPARINE, D. (2006). **Direito Administrativo**. 11ªed.rev.atualizada. São Paulo: Saraiva, 876 p.

MIRANDA, E. E., OSHIRO, O. T., VICTORIA, D. C., TORRESAN, F. E. & CARVALHO, C. A. (2008). **O Alcance da Legislação Ambiental e Territorial**. AgroAnalysis, FGV. Disponível em: [http://www.agroanalysis.com.br/especiais\\_detalle.php?idEspecial=35&ordem=2](http://www.agroanalysis.com.br/especiais_detalle.php?idEspecial=35&ordem=2)

MORAIS, A., GONÇALVES, L. P., ROSA, E. U. & COSTA, S. R. A. (2011). **“Eficiência da vegetação Ripária na Faixa Marginal de Proteção (APP de Margem de Rio)”** in Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, Alagoas, 2011.

OLIVEIRA, R. C. N. de & MIGUEZ, M. G. (2011). **“O Domínio dos Terrenos Marginais e seu Impacto na Requalificação Fluvial”** in Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, Alagoas, 2011.

PIEIDADE, M.T. F.; JUNK, W. F.; SOUSA JR, C. C. C.; SCHÖNGART, J.; WITTMANN, F.; CANDOTTI, E.; GIRARD, P. (2012). **As áreas úmidas no âmbito do Código Florestal Brasileiro**. In: COMITÊ BRASIL EM DEFESA DAS FLORESTAS E DO DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL. Código Florestal e a Ciência: o que nossos legisladores ainda precisam saber. Comitê Brasil. Brasília-DF.

SAULE Júnior, N. e outros. **Manual de Regularização Fundiária em Terras da União**. Organização de Nelson Saule Júnior e Mariana Levy Piza Fontes. São Paulo: Instituto Polis; Brasília: Ministério do Planejamento, Orçamento e Gestão, 2006. 120p.

SILVA, M. L. (2008). **“Dos Terrenos Marginais da União: conceituação a partir da constituição federal de 1988”**. Revista da AGU – Eletrônica nº 82, nov.2008.

VICTORIA, D. C. & MELLO, J. S. (2011). **“Avaliação de Diferentes Métodos para Estimativa de Áreas Marginais de Cursos D’água na Bacia do rio Ji-Paraná (RO)”** in Anais do XV Simpósio Brasileiro de Sensoriamento Remoto – SBSR, Curitiba, PR, Brasil, 2011, INPE, p.3890.

XAVIER, M. C., CARVALHO Jr., M., VIEIRA, M., MENEZES, G. & MOREIRA, G. (2011). **“Metodologia para Demarcação de Faixa Marginal de Proteção de Curso D’água (APP de Margem de Rio) no Estado do Rio de Janeiro”** in Anais do XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos, Maceió, Alagoas, 2011.

## DINÂMICA DA UMIDADE E SALINIDADE EM VALE ALUVIAL NO SEMIÁRIDO PERNAMBUCANO

### **Liliane da Cruz Pinheiro**

Doutoranda em Engenharia Agrícola,  
Universidade Federal Rural de Pernambuco,  
Recife – PE.

### **Abelardo Antônio Assunção Montenegro**

Professor Titular, Universidade Federal Rural de  
Pernambuco, Recife – PE.

### **Adriana Guedes Magalhães**

Doutora em Engenharia Agrícola, Pesquisadora  
Bolsista do Programa de Capacitação Institucional  
do Instituto Nacional do Semiárido (INSA),  
Campina Grande – PB.

### **Thayná Alice Brito Almeida**

Mestranda em Engenharia Agrícola, Universidade  
Federal Rural de Pernambuco, Recife – PE.

**RESUMO:** A vegetação possui efeito na dinâmica de umidade do solo, tanto diretamente como através da interação com outros fatores do solo. A salinização do solo ocorre frequentemente no semiárido devido às características edafoclimáticas que se encontram no local. O objetivo do presente trabalho foi avaliar o impacto da presença e ausência da cobertura da mata ciliar sobre a variabilidade espacial da umidade e condutividade elétrica na região semiárida de Pernambuco no município Parnamirim. O estudo foi realizado na Estação de Agricultura Irrigada de Parnamirim (EAIP), Campus Avançado da Universidade Federal Rural de Pernambuco, localizado no vale

aluvial do Rio Brígida, afluente do Rio São Francisco, a jusante da Barragem do Fomento, Parnamirim-PE. Foram utilizadas técnicas estatísticas e geoestatística para avaliar o grau de dependência e a variabilidade espacial da umidade e condutividade elétrica. A umidade do solo apresenta-se mais elevada na parcela de Mc, do que na umidade em Sc. A CE apresentou menor valor na parcela de Mc. As variáveis  $w$  e CE apresentaram forte dependência espacial, a para ambas as áreas de estudo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Geoestatística, variabilidade, condutividade elétrica.

### **DYNAMICS OF MOISTURE AND SALINITY IN ALLUVIAL VALLEY IN THE SEMIÁRID PERNAMBUCANO**

**ABSTRACT:** The vegetation has an effect on soil moisture dynamics, both directly and through interaction with other soil factors. Soil salinization occurs frequently in the semiarid due to the soil- climatic characteristics found in the site. The objective of the present study was to evaluate the impact of the presence and absence of riparian forest cover on the spatial variability of moisture and electrical conductivity in the semi - arid region of Pernambuco in the municipality of Parnamirim. The study was carried out at the Parnamirim Irrigated Agriculture Station (EAIP), Advanced Campus of the Federal Rural University of Pernambuco, located in the alluvial valley of the Rio Brígida,

a tributary of the São Francisco River, downstream of the Farming Dam, Parnamirim-PE. Statistical and geostatistical techniques were used to evaluate the degree of dependence and spatial variability of moisture and electrical conductivity. Soil moisture was higher in the Mc plot, than in the Sc. The EC presented lower value in the Mc plot. The variables *w* and CE presented a strong spatial dependence, for both study areas. **KEYWORDS:** Geostatistical, variability, electrical conductivity.

## 1 | INTRODUÇÃO

Na região semiárida do Brasil há ainda uma carência de informação da dinâmica de água no solo sob diferentes condições de cobertura. Embora a caatinga seja o único bioma natural brasileiro com limites restritos ao território nacional, restrita atenção tem sido concedida à conservação da diversificada paisagem da Caatinga (BEZERRA *et al.*, 2013). O Semiárido pernambucano apresenta cenário frequente de seca, distribuição irregular de chuvas e pobreza rural.

A vegetação afeta significativamente a dinâmica de umidade do solo, tanto diretamente como através da interação com outros fatores do solo (BARONI *et al.*, 2013). Montenegro e Ragab (2010) observaram que a substituição da vegetação nativa do tipo Caatinga pelo cultivo de mamona, embora proporcionando aumento na recarga dos aquíferos e nas vazões, principalmente devido à redução da interceptação e evapotranspiração, poderia trazer sérios danos ambientais.

A salinidade é um problema que afeta o rendimento agrícola, reduzindo a produtividade das culturas não tolerantes aos excessos de sais, ocorrendo nessa região de estudo devido às características edafoclimáticas, além dos manejos de irrigação inadequados e drenagem deficitária. Diversos estudos têm sido realizados para avaliar a condutividade elétrica em solos aluviais. Montenegro *et al.* (2010) avaliaram a salinidade aparente do solo e sua variabilidade utilizando dispositivo de indução eletromagnética, particularmente no eixo principal de um vale aluvial, tendo constatado uma elevada variabilidade espacial.

Diante do exposto, o objetivo do presente trabalho foi avaliar o impacto da presença e ausência da cobertura da mata ciliar sobre a variabilidade espacial da umidade e condutividade elétrica na região semiárida de Pernambuco no município Parnamirim.

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

O estudo foi realizado na Estação de Agricultura Irrigada de Parnamirim (EAIP), Campus Avançado da Universidade Federal Rural de Pernambuco, localizado no vale aluvial do Rio Brígida, afluente do Rio São Francisco, a jusante da Barragem do Fomento, situado no município de Parnamirim, mesorregião sertão de Pernambuco

(Figura 1).

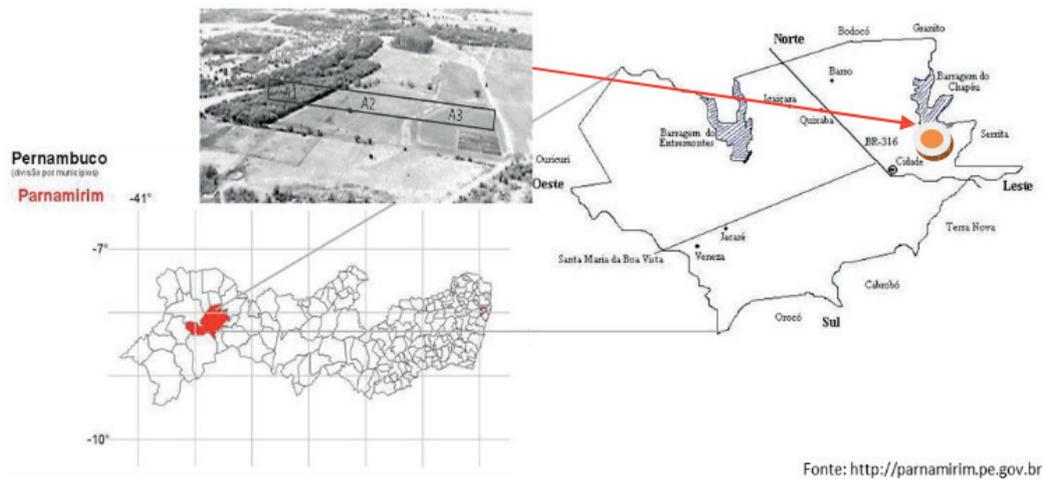


Figura 1. Mapa do Estado de Pernambuco, com a localização do município de Parnamirim, dos reservatórios de Entremontes e Chapéu, e da Unidade da UFRPE. A Moringa foi implantada na área A3.

A região possui clima tropical semiárido BShW, com precipitação pluviométrica acumulada média de 543,6 mm em 2017 (APAC, 2017), com período chuvoso iniciando em novembro, e com término em abril. A temperatura média anual é de 26,0 °C. Está inserida no bioma a Caatinga, com solo predominante Argiloso/ pedregoso, pouco fértil, e com risco de salinização.

Foram selecionadas duas áreas, uma sob cobertura de mata ciliar (Mc) e outra sem cobertura (Sc). Em cada área, foram coletadas 36 amostras de solo deformado na camada de 0,0-0,20 m. As amostragens de solo Sc e Mc foram efetuadas em um grid regular de 3x3 m entre os pontos (Figura 2).

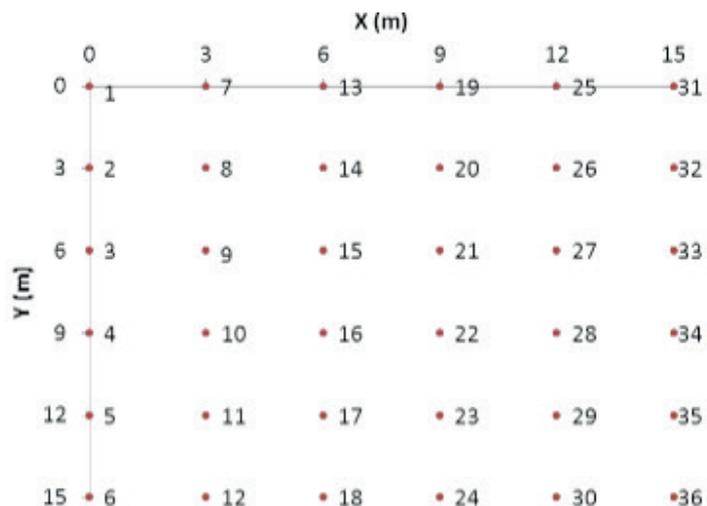


Figura 2. Esquema de amostragem para as áreas de Mata Ciliar (Mc) e Sem cobertura (Sc)

As análises de solo foram realizadas segundo a Embrapa (2011). A densidade do solo (DS) foi determinada pela relação entre o peso do solo secado em estufa e o

volume do anel usado no amostrador de Uhland. A umidade gravimétrica ( $w$ ) foi obtida pela relação entre a massa de água existente no solo e a massa seca (EMBRAPA, 2011).

Determinou-se a granulometria através do método do densímetro de Boyoucos e a determinação da condutividade elétrica (CE) foi realizada através do método da pasta saturada, conforme Richards (1954) e EMBRAPA (2011).

A variável  $w$  e CE foram analisadas por meio de estatística descritiva, obtendo-se os valores da média, mediana, coeficiente de variação, valores de mínimo e máximo, assimetria, curtose e desvio padrão utilizando-se o software Statistica (STATSOFT, 2004). A dispersão e a distribuição das variáveis foram analisadas através de teste de normalidade de Kolmogorov Smirnov (KS), ao nível de 5% de probabilidade.

O grau de variação ou dispersão dos dados foi estimado pelo coeficiente de variação (CV), e classificado conforme descrito em Warrick e Nielsen (1980), que classificam como baixa variabilidade o  $CV < 12\%$ ; média para o intervalo 12-60% e alta variabilidade quando  $CV > 60\%$ .

A dependência espacial da variável  $w$  foi avaliada por meio de ajuste de semivariograma (VIEIRA, 2000), com base na pressuposição de estacionaridade da hipótese intrínseca, estimada por:

$$\gamma(h) = \frac{1}{2N(h)} \sum_{i=1}^{N(h)} [Z(x_i) - Z(x_i + h)]^2 \quad (1)$$

em que  $N(h)$  é o número de pares dos valores medidos  $Z(x_i)$ ,  $Z(x_i+h)$ , separados por um vetor  $h$ .

Após a verificação de possíveis tendências espaciais nos dados, as semivariâncias experimentais foram estimadas utilizando-se o programa Geoeas (ENGLUND; SPARKS, 1991) e GS+ para gerar os semivariogramas e para a escolha do melhor modelo ajustado, entre os modelos exponencial, gaussiano e esférico.

A análise do GDE (Grau de Dependência Espacial) foi realizada segundo Cambardella et al. (1994), que preconiza a proporção em porcentagem do efeito pepita ( $C_0$ ) em relação ao patamar ( $C_0+C_1$ ) e apresenta: (a) dependência forte  $< 25\%$ ; (b) dependência moderada entre 25 e 75% e (c) dependência fraca  $> 75\%$ .

Os mapas de isolinhas foram gerados com o software Surfer 7.0 (Golden Software, 1999), apresentando a distribuição espacial da umidade e porosidade nas respectivas áreas de estudo.

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

O solo das áreas é classificado como de textura Argilo siltoso (Tabela 1), conforme o triângulo americano de classificação textural utilizado pelo United States Department of Agriculture, após adaptações feitas pelo Centro Nacional de Pesquisas

de Solos (CNPS) - Embrapa e a Sociedade Brasileira de Ciência do Solo (LEMOS & SANTOS, 1996). A densidade do solo em Santos *et al.* (2012) encontrava-se entre as medidas observadas na área de estudo.

	Solo Descoberto 0,0-0,20m	Mata Ciliar 0,0-0,20m
Areia	155,93	289,96
Argila	268,73	239,15
Silte	575,33	471,29
DS	1,51	1,59

Tabela 1. Caracterização física um vale aluvial do Município de Parnamirim-PE. Argila, Areia e Silte, em g/kg; Densidade do solo (DS), em g/cm<sup>3</sup>.

A análise com as estatísticas descritivas da umidade (w) e condutividade elétrica (CE) solo nas condições mata ciliar (Mc) e sem cobertura (Sc) é apresentada na Tabela 2. Os valores da média e mediana, para todas as variáveis, são discrepantes, indicando distribuições não simétricas, que se caracterizou por apresentar uma grande quantidade de valores baixos, e alguns valores altos proporcionando a diferença entre a média e a mediana. Já a w da mata ciliar apresenta assimetria próximo à zero. Com base na classificação proposta por Warrick e Nielsen (1980), os parâmetros estatísticos apresentaram variabilidade média.

	Sc		Mc	
	W (%)	CE (dS/m)	W (%)	CE (dS/m)
Média	4,85	3,04	5,34	2,18
Mediana	4,00	2,81	5,79	2,21
Assimetria	1,31	1,00	0,22	0,77
Mínimo	1,36	0,89	0,13	0,48
Máximo	11,61	7,24	12,58	5,48
Desvpad	2,68	1,50	3,08	1,23
KS (5%)	0,23	0,23	0,23	0,23
CV	55,21	49,27	57,71	56,70

Tabela 2. Estatística descritiva de aluvião no Município de Parnamirim-PE.

\*CV=Coeficiente de Variação, KS=Kolmogorov Smirnov, Desvpad=Desvio padrão, W=Umidade, CE=Condutividade Elétrica.

O box plot da w exibe maior manutenção de água na parcela de Mc, com maior variabilidade dos dados de 2,0 a 7,5% ao passo que a w em Sc apresentou uma distribuição menor (Figura 3). A w da pesquisa de Medeiros *et al.* (2017), em análise em área semiárida, foi de 7% na camada 0,0-0,20 m, em período seco. Silva *et al.* (2015) modelaram a dinâmica de umidade do solo, observando que condição de cobertura natural apresentou valores de umidade levemente

superiores à condição de solo descoberto na maior parte do período. O box plot para condutividade elétrica apresenta ocorrência de menores valores na parcela de Mc, com menor variabilidade dos dados de 1,0 a 3,5%, ao passo que a CE em Sc apresentou uma distribuição com predominância de valores mais elevados.

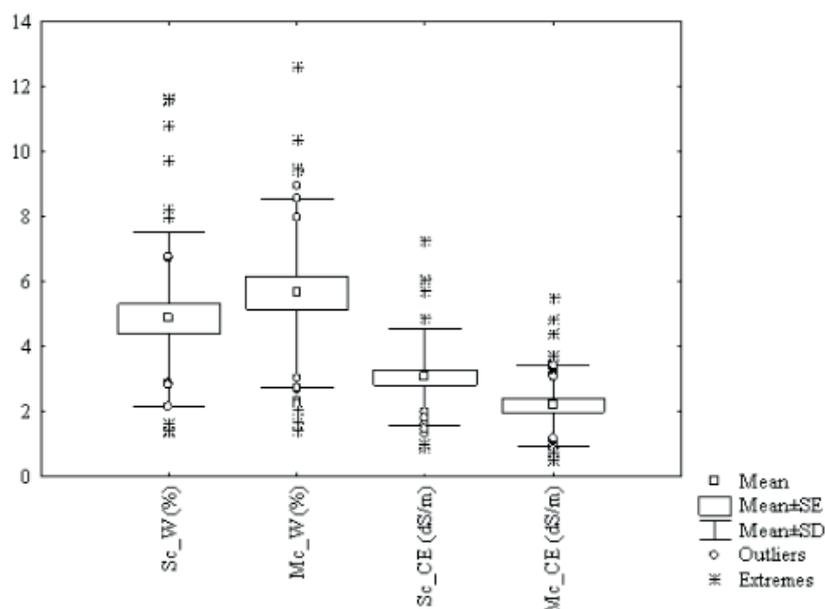


Figura 3. Umidade (%) e Condutividade elétrica (dS/m) em área de Aluvial do Município de Pesqueira sob mata ciliar (Mc) e sem cobertura (Sc).

Os semivariogramas experimentais foram construídos e ajustados aos diferentes modelos. As variáveis, os modelos ajustados e os parâmetros dos modelos são apresentados na Tabela 3. Os modelos que melhor se ajustaram aos dados da  $w$  em Mc e Sc foram exponenciais, ao passo que CE se ajustou ao modelo esférico. O modelo tipo esférico é apontado como o de melhor ajuste para os parâmetros do solo (SIQUEIRA, 2009). Rodrigues *et al* (2017) avaliaram a variabilidade espacial da umidade e da textura do solo e encontraram modelo de semivariograma exponencial para todas as variáveis analisadas como tendo o melhor ajuste. Bhunia *et al* (2018) estudaram a distribuição espacial das propriedades do solo usando técnicas geoestatísticas, e encontraram modelo teórico ótimo exponencial para a condutividade elétrica do solo.

	Sc		Mc	
	CE	W	CE	W
C0	0,1150	0,0500	0,0180	0,0540
C0+C	0,9904	7,1440	1,1530	8,2100
a	5,6	5,97	5,13	4,68
Modelo	Esférico	Exponencial	Esférico	Exponencial
GDE (%)	11,61	0,70	1,56	0,66
Parâmetros de validação cruzada				
Média	-0,27	-0,023	0,019	-0,012

DP	0,91	1,2	1,3	1,2
R <sup>2</sup>	0,92	0,13	0,77	0,75
Var	0,99042	7,16544	1,15273	8,20715

Tabela 3. Parâmetros dos modelos de semivariograma, grau de dependência espacial (GDE), erro médio reduzido (Média) e desvio padrão do erro reduzido (DP).

C0: Efeito pepita; C1: Patamar; a: Alcance; GDE: Graude de dependência espacial; DV: Desvio padrão; R<sup>2</sup>: Ajuste do semivariograma; Var: Variância.

Os resultados da análise geoestatística mostraram que os valores das variáveis *w* e CE apresentaram forte dependência espacial, conforme descrito por Cambardella *et al.* (1994) (Tabela 3). Os semivariogramas experimentais mostraram a existência de uma estrutura de dependência espacial, a qual foi descrita por modelos esféricos e exponencial (Figuras 4), comprovado pela técnica da validação cruzada por apresentar o desvio padrão (DP) próximo a unidade e a média dos desvios próximo a zero (Tabela 3).

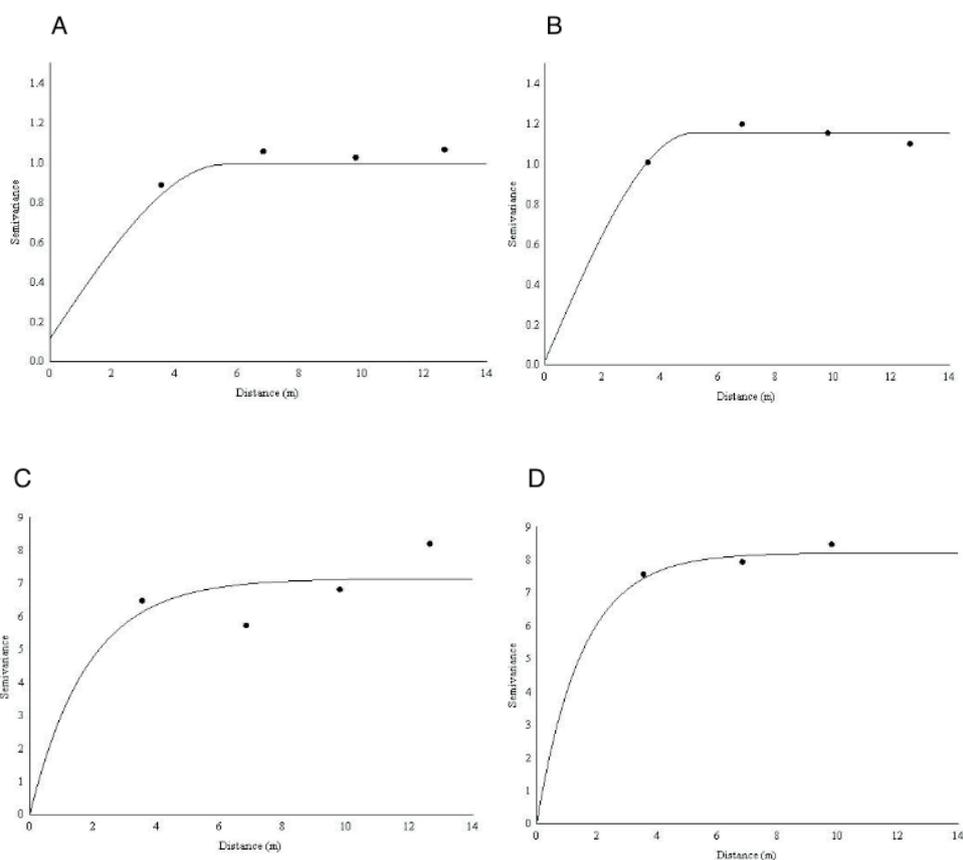


Figura 4. Semivariograma da condutividade elétrica(CE) delimitado pela respectiva média na condição Sc (A) e Mc (B). Semivariograma da umidade (*w*) delimitado pela respectiva média na condição Sc (C) e Mc (D).

Para melhor visualização da distribuição espacial dos valores da umidade e condutividade elétrica, foram gerados mapas de isolinhas, que estão apresentados na Figura 5. Os mapas foram ajustados com a mesma escala, e a tonalidade mais escura de cada mapa indica maiores valores de *w* e CE em cada área. Nota-se que

na Mc que o teor CE possui faixa com valores  $<1$  dS/m e maior teor de umidade. Além disso, por ambas variáveis, percebe-se que na condição sem cobertura, os maiores percentuais estão abaixo dos menores percentuais da condição mata nativa, o que torna importante a cobertura do solo para manutenção da umidade e convivência com a seca (SANTOS *et al.*, 2011; BORGES *et al.*, 2014).

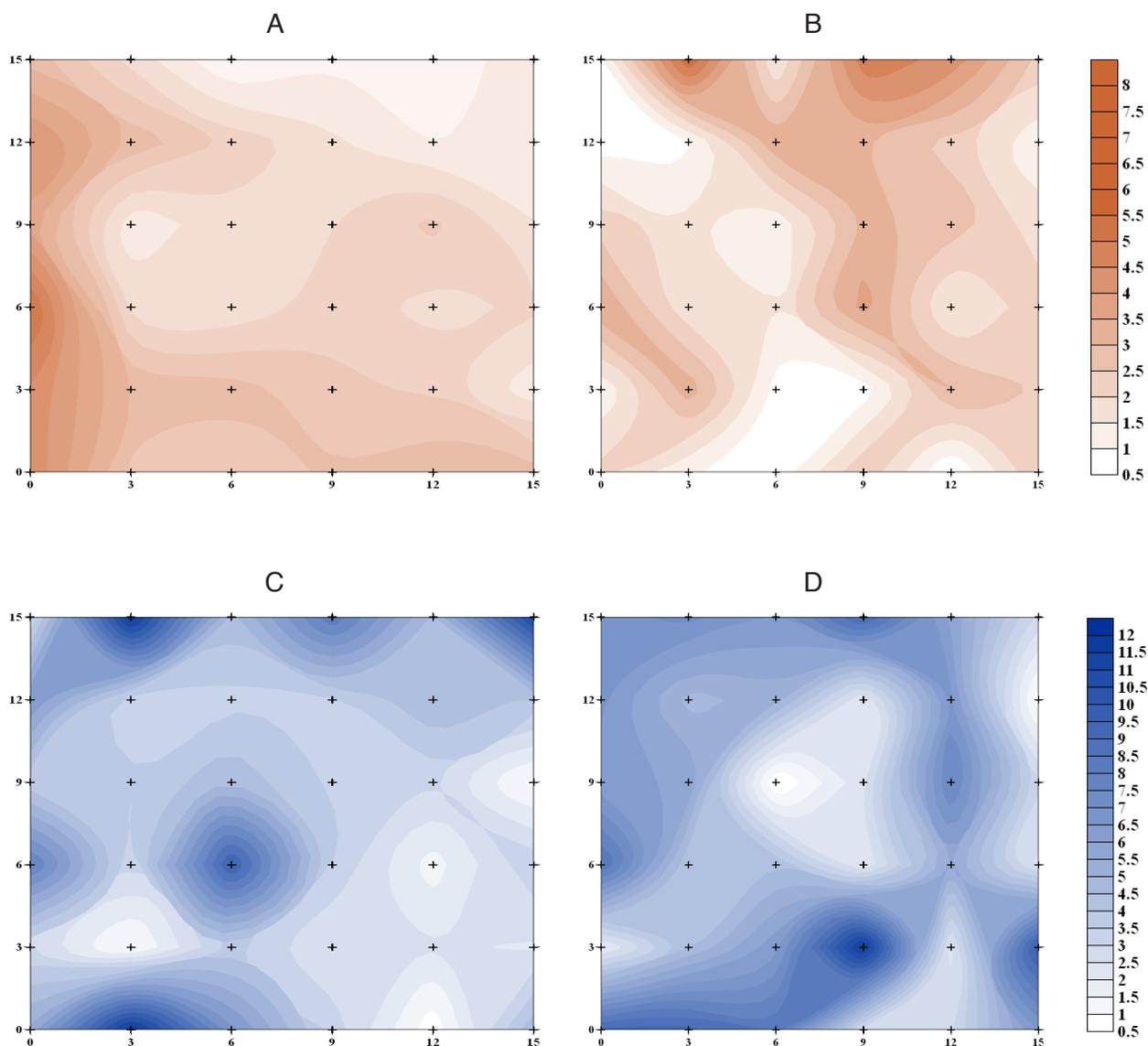


Figura 5. Mapa de isolinhas da condutividade elétrica delimitado pela respectiva média na condição Sc (A) e Mc (B). Mapa de isolinhas da umidade delimitado pela respectiva média na condição Sc (C) e Mc (D).

O mapeamento da área permite orientar um manejo agrícola adequado e de precisão nas áreas com solo sem cobertura, com aplicação racional de insumos, diminuindo assim os custos de produção e minimizando os impactos sobre o ambiente, e a importância de manter a cobertura nativa do local.

#### 4 | CONCLUSÕES

✓ O modelo esférico e exponencial foram os que melhor representaram a depen-

dência espacial para a CE para Sc e Mc, respectivamente. Para a w, o modelo que melhor representou a dependência espacial foi o exponencial, para as duas áreas.

- ✓ As variáveis w e CE apresentaram forte dependência espacial, para ambas as áreas de estudo.
- ✓ A mata ciliar, apesar de sua evapotranspiração, promoveu a conservação de água e contribuiu para reduzir a salinidade do solo.
- ✓ A geoestatística foi uma ferramenta capaz de identificar a variabilidade e dependência espacial das variáveis estudada, sendo importante seu uso em ciências agrárias.

## 5 | AGRADECIMENTOS

À FINEP, FACEPE e ao CNPq, por todo apoio para o desenvolvimento da pesquisa. Especial agradecimento ao Coordenador da Unidade Eurico Lustosa, e ao técnico Edson Abrantes.

## REFERÊNCIAS

APAC – AGÊNCIA PERNAMBUCANA DE ÁGUAS E CLIMAS. 2017. **Climatologia de Precipitação**. Recife, 2017. Boletim Pluviométrico.

BHUNIA, G. S.; SHIT, P. K.; CHATTOPADHYAY, R. 2018. **Assessment of spatial variability of soil properties using geostatistical approach of lateritic soil (West Bengal, India)**. Annals of Agrarian Science.

BEZERRA, J. M.; MOURA, G. B. A.; SILVA, B. B. DA; LOPES, P. M. O.; SILVA, E. F. F. **Parâmetros biofísicos obtidos por sensoriamento remoto em região semiárida do Estado do Rio Grande do Norte, Brasil**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v.18, n.1, p.73-84, 2014.

BARONI, G.; ORTUANI, B.; FACCHI, A.; GANDOLFI, C. **The role of vegetation and soil properties on the spatio-temporal variability of the surface soil moisture in a maize-cropped field**. Journal of Hydrology, Elsevier, v. 489, n. 1, p. 148–159, 2013.

BORGES, T. K. D.; MONTENEGRO, A. A. D.; SANTOS, T. E. M.; SILVA, D.D.; SILVA, V.D.P.E. **Effect of conservation practices on soil moisture and maize (Zea mays L.) cropping in the semi-arid northeast of Brazil**. Revista Brasileira de C. do Solo, v. 38, n. 6, p. 1862–1873. 2014.

EMBRAPA - EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Manual de métodos de análise de solo**. 2.ed. Rio de Janeiro: Ministério da Agricultura e do Abastecimento, p.212, 2011.

ENGLUND, E.; SPARKS, A. **GeoEAS (Geostatistical Environmental Assessment Software) Las Vegas: U. S. Environmental Protection Agency**. 1991.

GOLDEN SOFTWARE. Surfer 7.0 - **user's guide**. New York: Golden Software, 619p,1999.

- LEMOS, R. C.; SANTOS, R. D. **Manual de descrição e coleta de solo no campo**. 3. Ed. Campinas, 83p, 1996.
- MEDEIROS, E. V.; DUDA, G. P.; SANTOS, L. A. R.; LIMA, J. R. S.; ALMEIDA-CORTÊZ, J. S.; HAMMECKER, C.; LARDY, L.; COURNA, L. **Soil organic carbon, microbial biomass and enzyme activities responses to natural regeneration in a tropical dry region in Northeast Brazil**. *Catena*, v. 151, p. 137–146, 2017.
- MONTENEGRO, A. A. A.; RAGAB, R. **Hydrological response of a Brazilian semi-arid catchment to different land use and climate change scenarios: a modelling study**. *Hydrological Processes*, v. 24, n. 19, p. 2705-2723, 2010.
- MONTENEGRO, A. A. A.; COSTA NETTO, M. L.; MONTENEGRO, S. M. G.; SILVA, E. F. F.; FONTES JÚNIOR, R. V. P. **Avaliação da salinidade de Neossolo usando-se dispositivo de indução eletromagnética..** R. Bras. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental. v.14. n.6. p.608–617, 2010.
- RODRIGUES, R. A. S.; MONTENEGRO, A. A. A.; SANTOS, D. P.; MAGALHÃES, A. G.; FONTES JÚNIOR, R. V. P. **Variabilidade espacial da umidade e das frações granulométricas do solo em um plantio de bananeiras irrigado no semiárido Pernambucano**. *Conex. Ciencia e Tecnologia*. Fortaleza/CE, v. 11, n. 3, p. 134 – 143, 2017.
- SANTOS, J. C. B.; SOUZA JÚNIOR, V. S. ; CORRÊA, M. M.; RIBEIRO, M. R. ; ALMEIDA, M. C.; BORGES L. E. P. **Caracterização de neossolos regolíticos da região semiárida do estado de Pernambuco**. *Revista Brasileira. Ciência do solo*, 36:683-695, 2012.
- SANTOS, T.E.M.; MONTENEGRO, A. A. A.; SILVA, D. D. **Soil moisture in Pernambuco semiarid using time domain reflectometry (TDR)**. *Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental* , v.15, p. 670–679, 2011.
- SILVA, J. R. L.; MONTENEGRO, A. A. A.; MONTEIRO, A. L. N.; SILVA JUNIOR, V. P. **Modelagem da dinâmica de umidade do solo em diferentes condições de cobertura no semiárido pernambucano**. *Revista Brasileira de Ciências Agrárias*, v. 10, n. 2, p. 293-303, 2015.
- SIQUEIRA, G. M., DAFONTE, J., & PAZ GONZÁLEZ, A. **Estimación de la textura y contenido de agua en el suelo a partir de datos de conductividad eléctrica utilizando geoestadística multivariante**. *Estudios de la Zona No Saturada del Suelo*, n.9, p.228-235, 2009.
- WARRICK, A. W.; NIELSEN, D. R. **Spatial variability of soil physical properties in the field**. In: Hillel. D. (ed.). *Application of soil physics*. New York: Academic Press. p.319-324, 1980.

## URBANIZAÇÃO E SUBSTITUIÇÃO DE PAISAGENS HÍDRICAS EM JUIZ DE FORA/MG – 1883/1893

### **Pedro José de Oliveira Machado**

Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) –  
Professor do Departamento de Geociências - Juiz  
de Fora/MG

### **Flávio Augusto Sousa Santos**

Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF) –  
Acadêmico do Curso de Geografia - Juiz de Fora/  
MG

**RESUMO:** Neste artigo são apresentados os resultados do Projeto de Pesquisa “Urbanização e substituição de paisagens hídricas em Juiz de Fora – 1883/1893”, desenvolvido em 2017/2018. O recorte histórico se deu em função de dois fatores: 1) por abarcar um período de grande desenvolvimento econômico de Juiz de Fora, que produziu importantes impactos no seu processo de urbanização; e 2) pela disponibilidade de uma relevante base cartográfica que apresenta detalhes da situação urbana da época. Essa base é formada pela “Planta da Cidade de Juiz de Fora”, de Uchôa Cavalcanti, de 1883, e a “Planta Juiz de Fora”, de 1893, da Comissão que estudou as localidades indicadas para a nova capital do Estado. Por elas foi possível observar as transformações urbanas ocorridas no decênio, e que se caracterizaram pela substituição das paisagens hídricas que dominavam a área central. São apresentadas as alterações ocorridas entre 1883 e 1893, na

Praça Antônio Carlos e no Largo do Riachuelo, que à época se comportavam como limitadores da expansão urbana.

**PALAVRAS-CHAVE:** Urbanização; Paisagens hídricas; Geografia histórica.

### **URBANIZATION AND REPLACEMENT OF HYDRICAL LANDSCAPES IN JUIZ DE FORA/ MG – 1883/1893**

**ABSTRACT:** This article presents the results of the Research Project "Urbanization and Replacement of Water Landscapes in Juiz de Fora - 1883/1893", developed in 2017/2018. The historical cut was due to two factors: 1) to cover a period of great economic development of Juiz de Fora, which produced important impacts on its urbanization process; and 2) the availability of a relevant cartographic base that presents details of the urban situation of the time. This base is formed by the "Plant of the City of Juiz de Fora", Uchôa Cavalcanti, from 1883, and the "Juiz de Fora Plant", 1893, of the Commission that studied the indicated locations for the new state capital. Through them, it was possible to observe the urban transformations that occurred during the decade, and which were characterized by the replacement of the water landscapes that dominated the central area. Here we present the changes that occurred, between 1883 and 1893, in Antônio Carlos Square and Riachuelo Square, which at the time behaved as limiting urban expansion.

**KEYWORDS:** Urbanization; Water Landscapes; Historical geography.

## 1 | INTRODUÇÃO

Esse artigo apresenta os resultados advindos do Projeto de Pesquisa intitulado “Urbanização e substituição de paisagens hídricas em Juiz de Fora – 1883/1893”, desenvolvido sob os auspícios da Universidade Federal de Juiz de Fora (UFJF), através do programa de Bolsas de Iniciação Científica (BIC), da Pró-Reitoria de Pós-Graduação e Pesquisa (PROPP).

O recorte temporal da pesquisa abrangeu a segunda metade do século XIX, período em que Juiz de Fora experimenta um acelerado ritmo de desenvolvimento econômico. O decênio 1883/1893, em especial, tornou-se um marco importante no seu processo de urbanização em razão do contexto efervescente do período, tanto no plano nacional, quanto, e sobretudo, local.

No plano nacional ocorriam profundas transformações estruturais como a abolição da escravidão, em 1888 e a Proclamação da República, em 1889. No plano local merecem ser destacados alguns acontecimentos que vão transformar o município num dos mais importantes centros de atração migratória do país, em razão de uma economia em crescimento lastreada pela próspera cultura cafeeira que promovia investimentos também em atividades urbanas. No Censo de 1900, o município se apresentava como o mais populoso de Minas Gerais, com 91.119 habitantes, concentrando 2,38% da população do estado. Números que o colocavam como o sexto do país em população (MACHADO, 2018:302).

Em 1889 iniciava suas atividades o Banco de Crédito Real, que se tornaria uma das maiores instituições bancárias do país. Nesse ano foi inaugurada a primeira usina hidrelétrica da América do Sul, fornecendo energia elétrica para a indústria e iluminação pública. É ampliado o sistema educacional, com implantação de importantes unidades de ensino – algumas ainda existentes – como o Colégio Granbery, que introduziu os primeiros cursos superiores de Juiz de Fora, criado em 1889 e a Academia de Comércio, de 1891, “primeiro instituto de ensino superior de comércio do Brasil” (COUTO & ROCHA, 1996:58).

Mas esse período de prosperidade econômica contrastava com os sérios problemas de higiene e saneamento, característicos das cidades brasileiras do século XIX e início do século XX. Os graves problemas de salubridade deram origem, em 1889, à criação da Sociedade de Medicina e Cirurgia de Juiz de Fora, e em 1900 à Liga Mineira contra a Tuberculose. Destaca-se ainda a elaboração do primeiro Plano de Saneamento da cidade, em 1893 (HOWYAN, 2004). Toda essa mobilização finda com a criação da “Inspetoria Municipal de Higiene”, em 1894, órgão da administração pública que funcionava no imponente prédio, ainda existente, localizado na esquina da Rua Floriano Peixoto com Avenida Getúlio Vargas.

A situação de desenvolvimento econômico de Juiz de Fora é tão expressiva

nessa época que a cidade figura, em 1893, na lista das 5 localidades estudadas para abrigar a nova capital do estado (REIS, 1893).

Por essas razões a ideia que predomina é a da busca pela higiene e pela salubridade, o que abrangia a drenagem das várzeas, o aterro dos pântanos e o controle das inundações. Tornou-se necessário consorciar crescimento econômico e melhoria das condições de infraestrutura, o que se deu através de uma série de intervenções que levaram à produção de um novo arranjo urbano.

Essa pesquisa destaca as alterações ocorridas em duas regiões importantes da malha urbana, a Praça Antônio Carlos e o Largo do Riachuelo, apresentando sua conformação em 1883 e 1893, quando estão definitivamente transformados pela urbanização. Esses locais, à época, se comportavam como limitadores da expansão urbana. O Largo do Riachuelo, ocupado pela Lagoa da Gratidão, que inibia o crescimento em direção ao atual Morro da Glória. A Praça Antônio Carlos tomada por pântanos que limitavam a expansão urbana.

O estudo das transformações ocorridas entre 1883 e 1893 tornou-se possível graças a disponibilidade de uma relevante base cartográfica que apresenta, em detalhes, a situação urbana de Juiz de Fora nos dois momentos. O referencial cartográfico é formado pela “Planta da Cidade de Juiz de Fora”, elaborada pelo engenheiro José Barbalho Uchôa Cavalcanti, em 1883, na escala 1/2.000. A planta, que mede 1,97m x 2,95m, constitui um dos trabalhos cartográficos mais expressivos da memória urbana da cidade. O outro documento é a “Planta Juiz de Fora”, na escala 1/82.000, de 1893, produzida pela Comissão de Estudo das localidades indicadas para a Nova Capital do Estado de Minas Gerais (REIS, 1893), que embora tenha menos detalhes muito ajuda a recompor as feições urbanas de Juiz de Fora em fins do século XIX.

Por esses mapas é possível observar as transformações ocorridas nesse período, com a intensa e ostensiva substituição de paisagens hídricas, aquelas construídas e/ou constituídas pelas águas, que dominavam toda a área central.

## 2 | METODOLOGIA

As figuras apresentadas nesse trabalho foram construídas a partir dos seguintes procedimentos. Inicialmente, foram trazidas para o meio digital as duas bases cartográficas (já citadas) para serem trabalhadas em ambiente SIG. Devido ao seu mau estado de conservação a “Planta da cidade de Juiz de Fora”, de 1883, não pode ser digitalizada. A partir de fotografias dessa planta foram feitos os trabalhos de georreferenciamento e reedição. A “Planta Juiz de Fora”, na escala 1/82.000, de 1893, foi digitalizada normalmente. Foi utilizado o software ArcMap 10.3.1, da ESRI, que atendeu as necessidades da pesquisa.

Procedeu-se ao georreferenciamento da planta de 1893, usando-se de feições

que coincidiam com a realidade atual de Juiz de Fora, o que se fez necessário em razão da citada base não apresentar sistema de coordenadas. Na sequência foi realizada a vetorização das feições, através da ferramenta de criação de feições, com a reconstrução dos arruamentos urbanos presentes em 1893. Depois foi feita uma atualização toponímica, pois vários logradouros tiveram os nomes alterados. Para vetorizar as feições hídricas foi gerado um shapefile de hidrografia. Em seguida procedeu-se a vetorização da linha férrea.

Vetorizadas as feições, seguiu-se com o refinamento dos shapefiles, alterando as cores quando necessário, modificando fontes e parametrizando os símbolos segundo as convenções cartográficas. A finalização do documento foi realizada com a construção do layout, legendas, escala e outras informações requeridas pela norma cartográfica. Foram então gerados dois documentos cartográficos retratando o Largo da Alfândega e a Praça do Riachuelo no ano de 1893, na escala 1:200, que permite análises mais detalhadas.

Para representar as áreas em 1883, a partir da planta de Uchôa Cavalcanti, procedeu-se de modo semelhante, pois esta planta também não apresenta sistema de coordenadas. Foi realizada a vetorização do arruamento, da linha férrea e da hidrografia. Depois procedeu-se ao refinamento dos shapefiles e adequação às convenções cartográficas, incluindo legendas, escala e outras informações necessárias, sendo gerados dois documentos na escala 1:200.

### 3 | PRAÇA ANTÔNIO CARLOS

A região da atual Praça Antônio Carlos passou por transformações expressivas no decênio 1883/1893, em razão do intenso processo urbano que caracterizou Juiz de Fora na segunda metade do século XIX. A original área pantanosa foi totalmente substituída pela crescente urbanização, constituindo excelente exemplo do modelo de intervenções urbanísticas adotadas desde então, e cujo resultado tem sido a constante substituição de paisagens antes dominadas pela água, por outra, onde prevalece a aridez urbana.

Até a década de 1890, a área ocupada pela praça e arredores, onde se localizava a foz do córrego Independência no rio Paraibuna era, segundo Lessa (1985:63) “um só pântano intransponível”, formada por alagadiços e brejos, nutridos pelos constantes transbordamentos desses dois cursos d’água.

Os trabalhos de drenagem e aterro começaram a ser executados no início da década de 1880. Contudo, ainda na década de 1870, a situação havia se agravado, em razão das obras para alocação dos trilhos da Ferrovia D. Pedro II. Uma observação atenta dos relatos de Richard Burton, em sua viagem de 1867, permite notar que desde aquele ano, pelo menos, se achavam em execução os trabalhos para instalação da estrada de ferro. O viajante inglês narra que chegando a Juiz de Fora, estavam:

“...todos exaustos, e mesmo *blasés*, por doze horas de caleidoscópica viagem, para ver um caminho cuidadosamente cascalhado, com os dormentes e trilhos para uma estrada de ferro, em frente de uma cerca viva cuidadosamente podada, que protegia não um bem tratado parque, mas um brejo não drenado” (BURTON, 2001:71).

Com a implantação da ferrovia, inaugurada em dezembro de 1875, o rio Paraibuna foi aí seccionado, ganhando novo curso. Contudo, parte de seu antigo leito resultou num grande meandro abandonado, exatamente onde existia a foz do córrego Independência, em local hoje ocupado pela praça. Em razão disso a situação da drenagem se tornou ainda pior nessa área de grande interesse para expansão urbana, vista como a “Porta da cidade” (PASSAGLIA, 1982:39), pois por aí se chegava pela Estrada União & Indústria. A Figura 1 apresenta a situação da área em 1883, tendo como referência a planta elaborada pelo engenheiro Uchôa Cavalcanti.

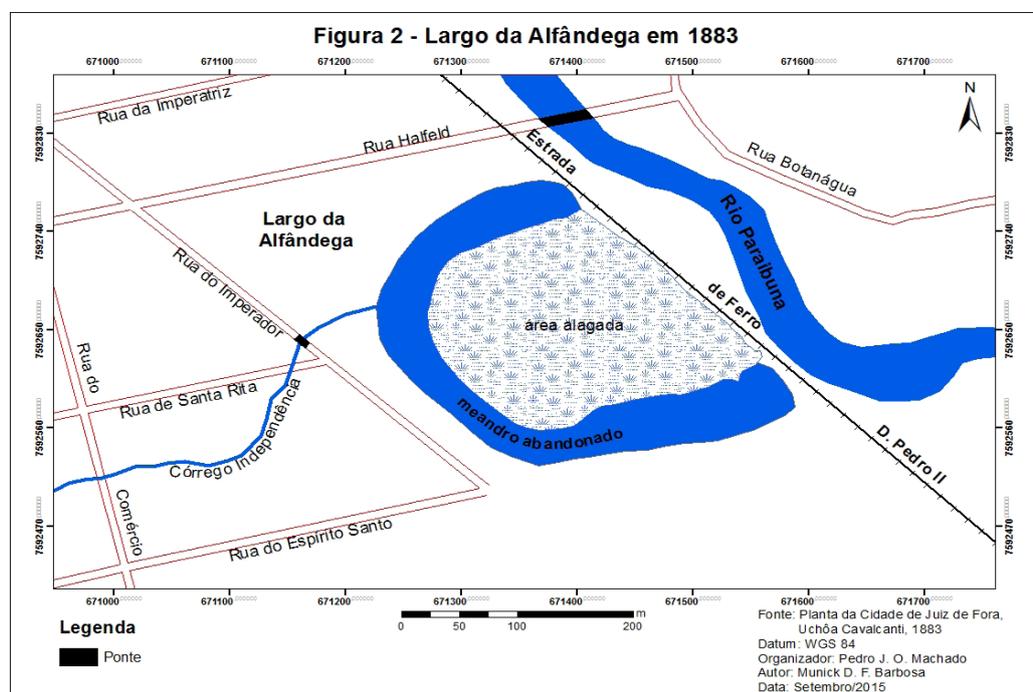


Figura 1 – Situação da região futuramente ocupada pelo Largo da Alfândega (atual Praça Antônio Carlos), em 1883;

Fonte: Machado (2016:53)

Observa-se que até esse momento as águas constituíam um importante elemento formador da paisagem local. Além do ‘meandro abandonado’ do rio Paraibuna (parte de seu antigo curso, seccionado pela ferrovia) e da grande área alagada em seu interior, somava-se o baixo curso do córrego Independência, que passava no fundo dos terrenos que davam testadas para a Rua Santa Rita, onde se acha hoje implantada a Rua Barbosa Lima (então inexistente). Nota-se a presença, à época, de uma pequena ponte sobre o córrego, quase na esquina das ruas do Imperador (atual Avenida Getúlio Vargas) e Santa Rita.

Mas era essa conformação morfológica que se mostrava como obstáculo à ávida expansão urbana. Os trabalhos de drenagem e aterro, em alguns casos, fiaram a

cargo da iniciativa privada, interessada em viabilizar a ocupação local. A Companhia Pantaleone Arcuri, por exemplo, encarregou-se de aterrar a parte pantanosa sobre a qual viria a ser aberta a Rua Paulo de Frontin. A terra utilizada no aterro foi retirada do morro onde se encontra a Rua Antônio Dias. De lá era, de modo rudimentar, transportada até o pântano, arrastada sobre couros de boi, puxados por burros (LESSA, 1985:272; COUTO e ROCHA, 1996:98).

A partir dos trabalhos de drenagem e aterro o local se transformou com a rápida ocupação. A expansão urbana foi favorecida pelo baixo valor dos terrenos ali existentes – sujeitos a inundações – e, por sua localização – próximos à estação ferroviária e à margem da Estrada União & Indústria – o que fez com que fossem instaladas construções emblemáticas, que compõem um conjunto histórico-arquitetônico dos mais importantes da cidade (PASSAGLIA, 1982:40).

Nessa nova ambiência foi implantada a Alfândega Ferroviária, por volta de 1893, “destinada à fiscalização dos produtos que entravam e saíam do Estado” (PASSAGLIA, 1982:57), cujo prédio é hoje ocupado pelo Exército Brasileiro. Por isso, à época, o local passa a ser chamado Largo da Alfândega. Também aí se implanta a Fábrica de Tecidos Bernardo Mascarenhas, que inaugura as primeiras instalações em maio de 1888 (PASSAGLIA, 1982:44; FAZOLATTO, 2007:56); o conjunto formado pela antiga Companhia Mineira de Eletricidade (CME), com dois edifícios remanescentes, sendo o primeiro deles construído durante a década de 1890; o prédio da antiga Companhia Construtora Pantaleone Arcuri, em sua primeira fase, de 1895, que além de produzir quase todo o material que era usado em suas obras, foi a primeira a fabricar telhas de amianto no Brasil (LESSA, 1985:271); e a Escola Normal, cujo prédio data de 1930, mas sobre o local onde antes se encontrava a Cadeia Municipal, “um dos primeiros edifícios públicos” (PASSAGLIA, 1982:47), e que teve suas obras iniciadas no começo da década de 1880 (OLIVEIRA, 1966:123).

Dez anos mais tarde, em 1893, a situação é completamente diferente. Uma vez realizados os trabalhos de drenagem, de aterro e de desvio do curso do córrego Independência (que passa a correr ao lado das ruas 15 de Novembro e Espírito Santo, como mostrado na Figura 2), a praça havia ganhado uma nova fisionomia, mais parecida com a atual.

Com base na “Planta Juiz de Fora”, de 1893, foi produzida a planta da Figura 2, onde é possível observar a ampla substituição das paisagens hídras locais (mostradas na Figura 1). Na planta constam elementos novos, como a Rua Barbosa Lima, alinhada e nivelada em 1892 (ESTEVEZ e LAGE, 1915:161), a Rua Barão de São João Nepomuceno, as alterações nos cursos do rio Paraibuna e do córrego Independência, além de várias substituições de nomes de logradouros (Rua 15 de Novembro, Marechal Deodoro), como reflexo da nova situação política do país, que trocara o Império pela República em 1889.

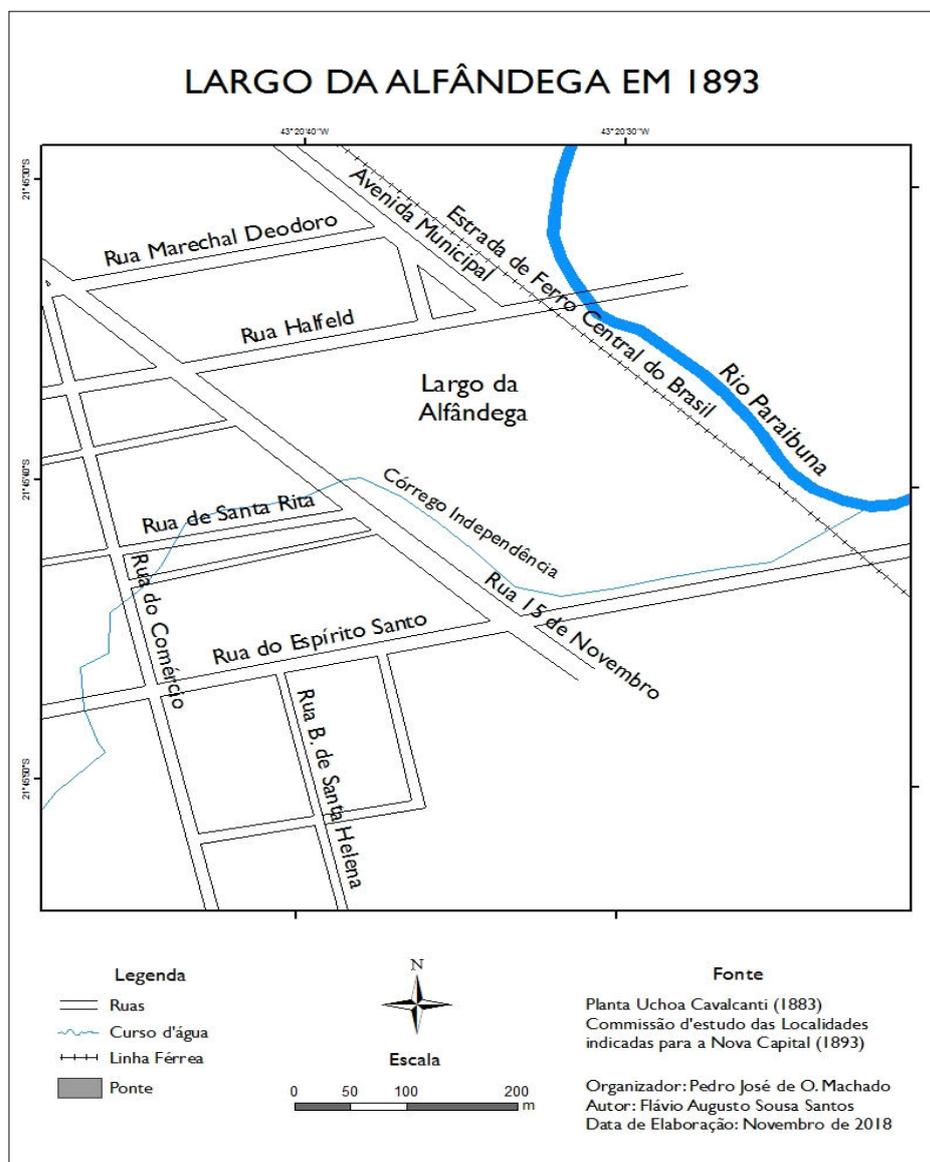


Figura 2 - Largo da Alfândega (atual Praça Antônio Carlos), em 1893

#### 4 | LARGO DO RIACHUELO

O atual Largo do Riachuelo e a região circunvizinha constituem espaço bastante representativo do processo de urbanização efetivado em Juiz de Fora na segunda metade do século XIX, e particularmente no decênio 1883/1893, período em que ocorre uma intensa transformação da paisagem original dessa área e sua definitiva incorporação à cidade em expansão.

Até a década de 1880 essa região era formada por brejos, várzeas, áreas frequentemente inundadas e, sobretudo, por um grande espelho d'água (Figura 3) que abrangia cerca de 5 hectares (LESSA, 1985:39), a chamada Lagoa da Gratidão, que agia como um obstáculo à expansão urbana em direção ao atual Morro da Glória, separando a cidade em dois núcleos: a região central, extensão do Alto dos Passos e o atual bairro Mariano Procópio (OLIVEIRA, 1958).

Lembramos aqui que no final da década de 1830 ocorre a implantação da Estrada do Paraíba, obra do engenheiro alemão Henrique Halfeld, responsável por originar

e consolidar o processo de urbanização local, tanto pela abertura da principal via estruturadora – atual Avenida Barão do Rio Branco – quanto por trasladar a primitiva povoação do Morro da Boiada para a margem direita do rio Paraibuna. Desde então a Lagoa da Gratidão passou a constituir um limitador físico à expansão da cidade, fazendo parte até mesmo de sua delimitação legal, como estabelecido na Resolução nº 936, de 1858:

“As divisas da cidade do Parahybuna serão: ao norte, as divisas das terras do Comendador Henrique Guilherme Fernando Halfeld com as terras de David José da Silva, no lugar onde atualmente existe uma lagoa; ao sul, a ponte denominada do Macedo, compreendendo-se dentro destes limites toda a extensão da estrada de um e outro ponto, contando-se vinte cordas tiradas do leito da mesma estrada, de um lado até o barranco do Rio Parahybuna, e de outro lado até onde terminarem as mesmas vinte cordas em direção a serra em toda a extensão da estrada (Artigo 1º, § 1º da Resolução Nº 936, de 07/06/1858).

A Lagoa da Gratidão abrangia áreas atualmente ocupadas pelas ruas Santo Antônio, Benjamim Constant, Silva Jardim, Roberto de Barros e parte da Avenida Rio Branco, indo até o sopé do Morro da Gratidão (Morro da Glória). A lagoa e as áreas alagadas do entorno eram nutridas pelas águas que “provinham da chácara do Gratidão (hoje Avenida Perry e Bairro Santa Helena) e da chácara Americana, do Kremer” (LESSA, 1985:215) e também dos transbordamentos do rio Paraibuna, que na época descrevia outro percurso na altura dessa região, sendo extremamente meândrico e lento.

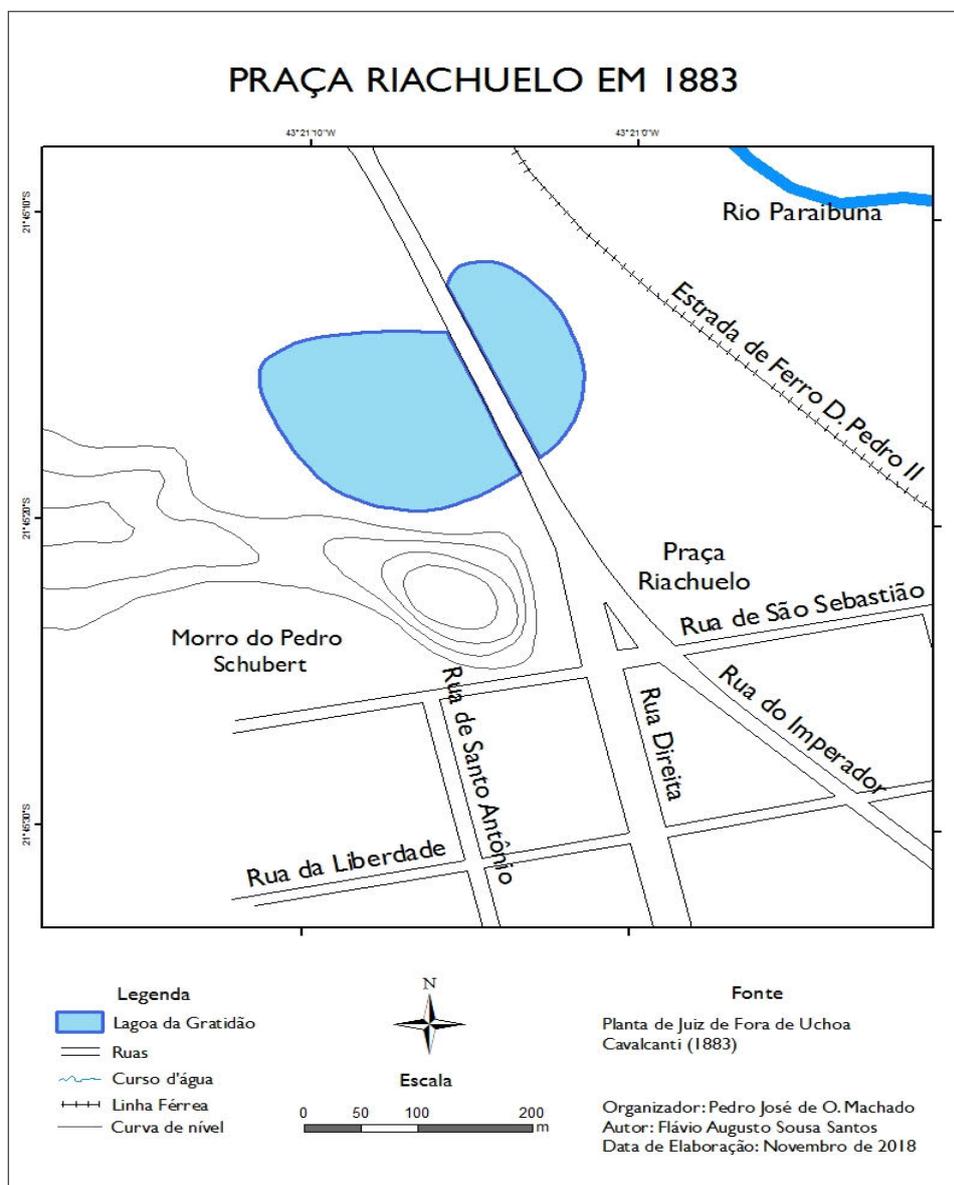


Figura 3 – Região do Largo do Riachuelo em 1883

Em razão dessas circunstâncias, sobretudo aquelas ligadas à requerida expansão urbana e salubridade local, suprimir toda essa região pantanosa passou a constituir uma grande demanda, somente atendida no decênio 1883/1893, quando tiveram lugar os trabalhos de drenagem e aterro da lagoa e seu entorno, resultando em sua definitiva incorporação à malha urbana.

A grande responsável pelo aterro foi a Companhia Construtora Mineira (CCM), fundada em 1890 e que, segundo Barbosa (2016), tinha grande interesse na urbanização local. A empresa via ali um grande potencial imobiliário, e para viabilizar seus interesses a CCM providenciou a compra de boa parte dos terrenos do local (BARBOSA, 2016:149), chegando a localizar aí sua sede, em 1893. Existiam poucas construções, em decorrência da situação insalubre, o que se mostrava favorável ao desejo da CCM de implantar um projeto que previa a construção de “dez ruas, quatro praças, duas espaçosas avenidas, ao lado da estrada de ferro Central, um grande parque etc.” (LESSA, 1985:259).

Mesmo que o empreendimento não tenha sido implantado como previsto, o fato é que a CCM passou, a partir de 1890, a proceder a drenagem e aterro da região. A terra utilizada era proveniente do Morro do Pedro Schubert (Figura 3), elevação do relevo que existia entre as atuais ruas Santo Antônio, São Sebastião, Benjamin Constant e Avenida Rio Branco. Diferente do que ocorreu na Praça Antônio Carlos, o processo de aterro aqui utilizado foi mais moderno e contou com o chamado Sistema Decauville, que consistia no carreamento da terra sobre vagonetes de aço, puxados por burros, correndo sobre trilhos móveis, facilmente desmontados, transportados e reutilizados. A retirada quase total desse morro não só promoveu o aterro da lagoa, mas também viabilizou o prolongamento da Rua Santo Antônio, como disciplinado pela Resolução da Câmara Municipal nº 149, de 22 de março de 1893.

Em 1893 já se podem observar importantes alterações em relação à situação de 1883. A região aparece com muitos arruamentos, sendo nítida a completa erradicação das áreas antes dominadas pelas águas (Figura 4).

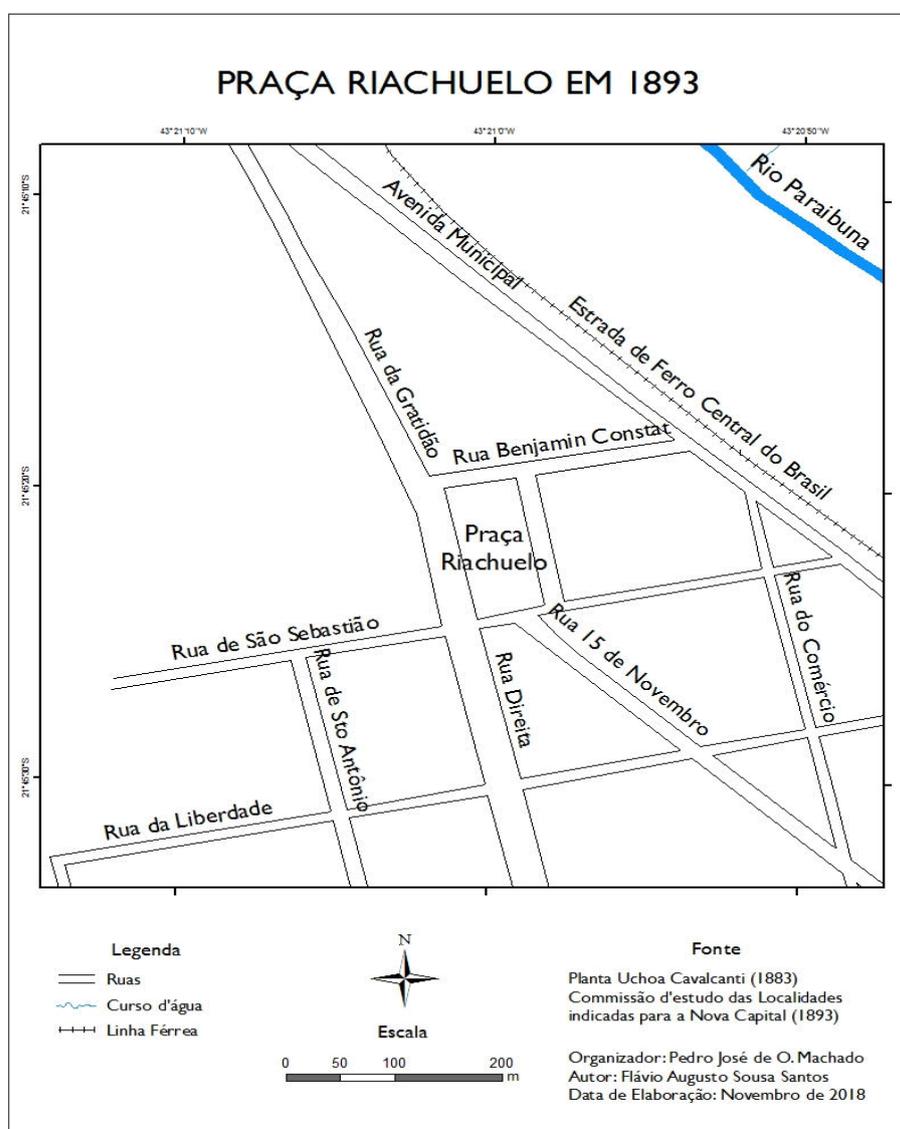


Figura 4 – Região do Largo do Riachuelo, em 1893

A intensificação da ocupação dessa área e sua integração ao processo urbano

podem ser avaliados logo após os trabalhos de drenagem e aterro. Já em 1891, sua ocupação ganha maior densidade. Nesse ano é lançado o primeiro número do Almanak de Juiz de Fora, publicação comercial, industrial e literária sobre a cidade. Nele são listados 8 estabelecimentos no Largo do Riachuelo: Fábrica de Cerveja Frederico Winter; Balthazar Weidt, seleiro; André Alfeld, oficina; Empresa telefônica (estação central); José Fernandes, quiosque; J. A. Cataldi e João de Souza Marques (comércio); Schubert, irmãos e Hass, fundição.

Em outubro de 1893, era realizado um censo demográfico municipal, cujos resultados mostravam que no Largo do Riachuelo havia 302 moradores (dos 10.200 da cidade). Bem diferente da descrição de Lessa (1985:257) que definia a ocupação local, à época da lagoa, como composta de “umas poucas casas espalhadas de modo abstrato, bem separadas uma das outras”.

## 5 | CONSIDERAÇÕES FINAIS

As áreas contempladas nessa pesquisa não se configuram como exceções, mas como exemplos da regra que tem caracterizado a produção do espaço urbano em Juiz de Fora, e que continua se notabilizando pela supressão das águas. O processo de urbanização local, de fato, quase nunca incorporou as águas ao ambiente construído. Ao contrário, desde o século XIX a expansão urbana tem se dado com intervenções contra a água, quase nunca com a água.

Em conferência realizada em agosto de 1915, transcrita integralmente na obra de Esteves e Lage (1915:206), o engenheiro Lourenço Baeta Neves apresentava os principais pontos de seu Plano de Saneamento (elaborado com Saturnino de Brito) para a cidade. Sobre o rio Paraibuna ele sentenciava:

“Deve-se conquistar esse elemento, enquanto é tempo de fazê-lo sem maiores dificuldades para que, nas suas próprias enchentes, hoje assustadoras, ele respeite a cidade e não se apresente senão como um novo aspecto de majestosa beleza, realçando, em toda sua magnitude, o império da cidade sobre as águas dominadas”.

Como resultado, nosso modelo de urbanização tem se caracterizado pela produção de paisagens áridas, com a sistemática retirada das águas da ambiência da cidade e do cidadão, e com a ocultação dos nossos cursos d’água sob concreto e asfalto, longe do olhar diário da população, algo equivalente ao exemplo do rio Carioca, no Rio de Janeiro, que “encontra-se à margem da vida da cidade, escondido de seus habitantes na maior parte do seu curso” (SCHLEE et al., 2007:268). Da mesma forma as diversas, intensas e sucessivas intervenções urbanas “implicaram na supressão dos rios da paisagem urbana da cidade de São Paulo” (GOUVEIA, 2016:570), a mesma que no século XIX era distinguida como a “cidade das águas” (SANT’ANNA, 2007:24).

## REFERÊNCIAS

- BARBOSA, Yuri A. **Espaço, História e Cidade – Uma abordagem geográfica do processo urbano de Juiz de Fora na última década do século XIX**. Juiz de Fora: UFJF, 2016 (Dissertação de Mestrado em Geografia).
- BURTON, Richard F. **Viagem do Rio de Janeiro a Morro Velho**. Brasília: Senado Federal/Conselho Editorial, 2001.
- CARNEIRO, D. F. **Conflitos, crimes e resistência: uma análise dos alemães e teuto-descendentes através de processos criminais (Juiz de Fora – 1858/1921)**. Rio de Janeiro: UFRJ, 2004 (Dissertação de Mestrado em História).
- COUTO, Ângela O.; ROCHA, Isaura Regina A. **Juiz de Fora em Dois Tempos**. Juiz de Fora: ESDEVA/Tribuna de Minas, 1996.
- ESTEVES, Albino; LAGE, Oscar V. B. *Álbum do Município de Juiz de Fora*. Belo Horizonte: Imprensa Oficial do Estado de Minas Gerais, 1915.
- FAZOLATTO, Douglas. **Juiz de Fora: Imagens do Passado**. Juiz de Fora: Panorama, 2007.
- GOUVEIA, Isabel Cristina Moroz-Caccia. A cidade de São Paulo e seus rios: uma história repleta de paradoxos. In: **Revista Confins**, nº 27, 2016, p. 569-589.
- HOWYAN, G. **Saneamento e expansão da cidade de Juiz de Fora: águas e esgotos; retificação de rios, drenagem**. Juiz de Fora: FUNALFA, 2004.
- LESSA, Jair. **Juiz de Fora e seus pioneiros (do Caminho Novo à Proclamação)**. Juiz de Fora: UFJF/FUNALFA, 1985.
- MACHADO, Pedro José de Oliveira. Urbanização e modificações no Córrego Independência, Juiz de Fora/MG. In: **Revista CaderNAU** (Cadernos do Núcleo de Análises Urbana), Vol. 9, nº 1, dezembro/2016, p. 44/63.
- MACHADO, Pedro José de Oliveira. Evolução demográfica do Município de Juiz de Fora/MG, no período 1850/1920: População, café e território. In: GOMES, Ingrid Aparecida (Org.). **A Geografia na Contemporaneidade 2**. (E-book). Ponta Grossa/PR: Atena Editora, 2018, p. 294-308.
- OLIVEIRA, P. Dois povoados distintos constituíram a cidade de Juiz de Fora. In: **Revista do Instituto Histórico e Geográfico de Minas Gerais**. Belo Horizonte, Vol. V, 1958, p. 55-63.
- OLIVEIRA, P. **História de Juiz de Fora**. Juiz de Fora: UFJF, 1966.
- PASSAGLIA, Luiz Alberto do Prado. **Preservação do Patrimônio Histórico de Juiz de Fora**. Juiz de Fora: Prefeitura de Juiz de Fora, 1982.
- REIS, Aarão. **Comissão D’Estudo das localidades indicadas para a Nova Capital – Relatório apresentado ao Sr. Dr. Affonso Penna**. Rio de Janeiro: Imprensa Nacional, 1893.
- SANT’ANNA, Denise Bernuzzi de. **A cidade das águas: usos de rios, córregos, bicas e chafarizes em São Paulo (1822/1901)**. São Paulo: Editora SENAC São Paulo, 2007.
- SCHLEE, M. B. Et. al. As transformações da paisagem na bacia do Rio Carioca. In: **Revista Paisagem Ambiente: ensaios**. São Paulo, nº 24, 2007, p. 267-284.
- STEHLING, Luiz José. **Juiz de Fora: a Companhia União & Indústria e os alemães**. Juiz de Fora: FUNALFA, 1979.

## (IN)SUSTENTABILIDADE DA PESCA ARTESANAL DE ÁGUA DOCE NO BAIXO SÃO FRANCISCO EM SERGIPE/ALAGOAS/BRASIL

**Sergio Silva de Araujo**  
**Gregório Guirado Faccioli**  
**Antenor de Oliveira Aguiar Netto**

antropogênico, bacia hidrográfica, sustentabilidade municipal, índice de sustentabilidade.

**RESUMO:** O Desenvolvimento Sustentável apesar de legitimado na sociedade, não trouxe consigo uma reflexão que permitisse um consenso sobre seu conceito, ainda que, a agenda ambiental surgida na RIO-92, propusesse a criação de ferramentas e instrumentos que possibilitasse o agrupamento de indicadores englobando as variáveis das diversas disciplinas da sociedade, no plano local e global. No entanto, o desafio é construir um Índice de Sustentabilidade que integre as dimensões sociais, econômicas e ambientais. Este artigo objetiva avaliar o desempenho da pesca artesanal de água doce no baixo São Francisco, através do cálculo dos índices de sustentabilidade, com apresentação no Polígono de Impacto Antropogênico (PIA). O recorte espacial são os municípios que compõem a bacia hidrográfica do São Francisco em seu baixo curso nos Estado de Sergipe e Alagoas, no espaço temporal entre (1990 - 2010). A regularização da vazão das águas influenciou diretamente na sustentabilidade do sistema, interferindo na produção de pescados nos municípios do baixo curso do rio São Francisco.

**PALAVRAS-CHAVE:** Pescados, polígono

**ABSTRACT:** The Sustainable Development in spite of legitimacy in society, failed to trigger a reflection that allow a consensus on their concept, though, the environmental agenda emerged in RIO-92, propose the creation of tools and instruments that would enable the grouping of indicators encompassing the variables the various disciplines of society at local and global level. However, the challenge is to build a Sustainability Index that integrates social, economic and environmental dimensions. This article aims to evaluate the performance of small-scale fishing freshwater bass San Francisco, by calculating the sustainability indexes, presenting the Polygon Anthropogenic Impact Assessment (PIA). The spatial area are the municipalities that make up the basin of San Francisco in its lower course in the State of Sergipe and Alagoas, timeline between (1990-2010). The regulation of the flow of water directly influenced the sustainability of the system, affecting the fish production in the municipalities of low São Francisco river.

**KEYWORDS:** Fished, anthropogenic polygon, watershed, municipal sustainability, sustainability index.

## 1 | INTRODUÇÃO

A agenda ambiental surgida nos debates da RIO-92, propôs a criação de ferramentas e instrumentos que possibilitasse o agrupamento de dados e indicadores englobando e disponibilizando as variáveis das diversas disciplinas da sociedade, no âmbito social, econômico, cultural, ambiental, tanto nos planos local quanto global.

Estas ferramentas e instrumentos possibilitarão a implementação da gestão dos recursos naturais na direção do desenvolvimento sustentável facilitando o atendimento das necessidades das gerações presentes e futuras, com garantias no âmbito social; ecológico; ambiental; territorial; econômico; político a nível nacional, internacional e; cultural.

A noção de sustentabilidade, no presente artigo, imbrica a combinação das três dimensões que fazem parte do polígono antropogênico: a ambiental, econômica e social de forma sistêmica para cada um dos municípios analisados fazendo-se compor o Índice de Sustentabilidade Geral da pesca de água doce (ISG).

Nesse sentido, o presente artigo aborda os indicadores e índices de sustentabilidade, em que se discutiu os parâmetros, as ferramentas e instrumentos disponíveis que permitiram a avaliação da sustentabilidade socioambiental com base no desempenho da pesca artesanal de água doce no baixo São Francisco, apresentando seus resultados no Polígono de Impacto Antropogênico.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODOS

A bacia hidrográfica do rio São Francisco guarda importância para a sustentabilidade da região do baixo, devido à sua posição geográfica e estratégica. Trata-se do último trecho do rio após a última barragem operada pela CHESF, Usina Hidrelétrica de Xingó em Sergipe, encontra-se com o oceano Atlântico na sua foz, divide os Estados de Sergipe e Alagoas no Nordeste do Brasil (ver localização na Figura 1).

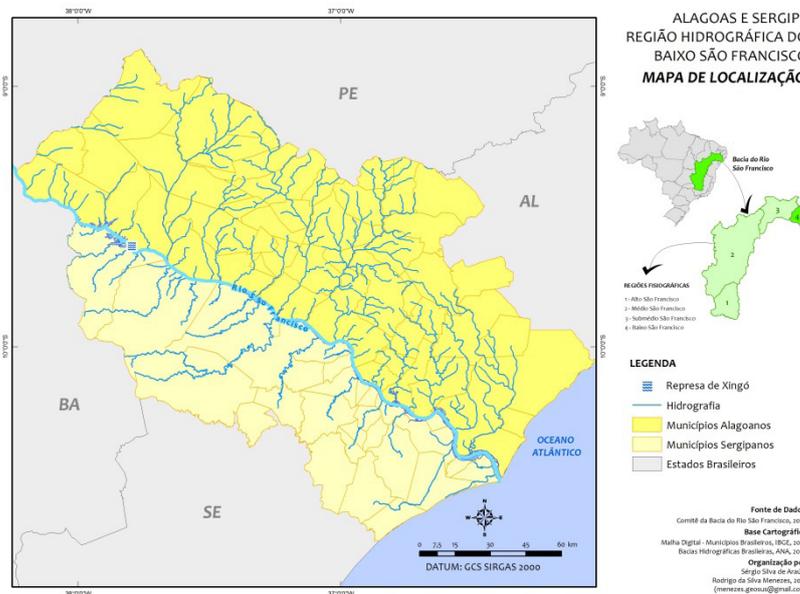


Figura 1. Localização da bacia hidrográfica do rio São Francisco no Brasil e da região do baixo São Francisco.

Fonte: IBGE (2012), ANA (2014)

Elaborado pelos autores (2015).

O baixo São Francisco é composto, também, por 79 municípios nos dois Estados, cuja relevância em termos socioeconômicos está ligada, na quase totalidade ao setor primário, e conseqüentemente ao ecossistema ambiental. Nesse sentido, mensurou-se a sustentabilidade ambiental a partir dos indicadores selecionados, associar os impactos ambientais aos intervenientes imputados pelas ações antrópicas, agregando as dimensões sociais, econômicas e ambientais, com vistas a definir parâmetros e índices de sustentabilidade que permitam um planejamento e gestão dos recursos naturais de forma equilibrada e sustentável, do ponto de vista social, econômico e ambiental.

Agregar as dimensões ambientais nas avaliações dos sistemas sociais, tem sido uma preocupação premente na pauta das políticas socioeconômicas, tanto ao nível nacional, quanto internacional, na academia, no meio político e social, considerando que “os indicadores socioeconômicos passam a se apresentar como insuficientes para aferir o grau de desenvolvimento do bem-estar social para inúmeros níveis de agregação humana” (PASSOS & PIRES, 2008, p. 2).

Nesse sentido, a abordagem consistiu em dar um enfoque sistêmico na análise dos dados sociais e econômicos frente aos dados ambientais, ou seja, a pesquisa teve o propósito de estabelecer a influência dos parâmetros ambientais, mas especificamente, a vazão das águas do São Francisco nos indicadores socioeconômicos da região do baixo curso do rio.

Os procedimentos metodológicos, aqui, desenvolvidos cercaram-se de um conjunto de indicadores políticos, sociais, econômicos e ambientais, que Jannuzzi (2009, p. 17) reconhece como “Sistema de Indicadores Sociais”, cujos dados compõem

a matriz que objetiva construir o “polígonos de impacto antropogênico (PIA) e o polígono de impacto antropogênico geral (PIAG)” (SOUTO, 2005, p. 71), através do uso do gráfico radar, cuja área específica do polígono quantifica o impacto positivo ou negativo que afeta a região e defini um Índice de Sustentabilidade Geral (CALORIO, 1997; DANIEL, 2000 e DANIEL et al., 2001). O recorte espacial são os municípios que compõem a bacia hidrográfica do São Francisco em seu baixo curso nos Estado de Sergipe e Alagoas, os quais tinham ou têm na sua composição socioeconômica a produção de pescados, num espaço de temporal entre (1990 - 2010).

Os critérios de escolha dos indicadores atenderam aos requisitos de: relevância – capacidade da variável em traduzir o fenômeno; aderência local – capacidade da variável em captar fenômenos produzidos ou provável de transformações no plano local; disponibilidade – cobertura e atualidade dos dados e; historicidade – capacidade da variável em permitir comparação temporária (BRAGA et al, 2004). E, ao equilíbrio entre as dimensões ambientais, econômicas e sociais, sendo claro os requisitos da sustentabilidade, contemplando as inter-relações entre os indicadores, também com enfoque sistêmico (MOURA, 2002).

A definição dos indicadores de sustentabilidade se enquadram nas dimensões da sustentabilidade definidas por Sachs (2002), e seguem uma estrutura metodológica (CAMINO & MÜLLER, 1993). Nesse sentido, os critérios de sustentabilidade para os municípios do baixo São Francisco em SE/AL, baseou-se nas Dimensões da Sustentabilidade sociais, econômicas e ambientais, cuja estrutura adotada, se encontra na matriz de dados proposta, com 8 (oito) variáveis dispostas no período entre os anos 1990, 2000 e 2010.

O Quadro 1 apresenta os indicadores que fazem parte da matriz de cálculo para melhor visualização foram nomeados como, Indicadores Sociais: (S1) – percentual (%) de extremamente pobres; (S2) – mortalidade infantil por mil; (S3) – taxa de analfabetismo; Indicadores Econômicos: (E4) – renda per capita; (E5) – produção de pescados, quando for o caso; Indicadores Ambientais: (A6) – vazão máxima; (A7) – percentual (%) de domicílios com água encanada e; (A8) – percentual (%) de domicílios com esgotamentos sanitários inadequados.

<b>Dimensão da Sustentabilidade</b>	<b>Indicadores setoriais</b>	<b>Indicadores temáticos</b>
S – Social	SEP – Estrato Social	S1 % Extremamente Pobres
	SD – Saúde	S2 – Mortalidade infantil;
	SE – Educação	S3 – Taxa de Analfabetismo – 18 anos ou mais.
E – Econômica	ER – Renda	E4 – Renda per Capita em R\$.
	ECA – Pesca	E5 – Produção de Pescados-t/a

A – Ambiental	ARH – Recursos Hídricos	A6 – Vazão das Águas/Xingó-m³/s
	ASB – Saneamento Básico	A7 – % da população em domicílio com água encanada; A8 – % da população em domicílio com esgotamento sanitário inadequado;

Quadro 1 - Dimensões de Sustentabilidade, Indicadores setoriais e temáticos.

Elaborado pelos autores (2015).

As características desses indicadores permitiram que houvesse uma resposta imediata às mudanças percebidas no sistema de fácil aplicação, apresentou enfoque integrado ao relacionar-se com outros indicadores, o que facilitou a construção dos polígonos de impacto antropogênico.

Este procedimento permitiu que houvesse indicadores crescentes, quando estes representassem aumento da sua qualidade e/ou quantidade, ou decrescentes, se ocorresse redução da qualidade e/ou quantidade (DANIEL, 2000). E ainda, para facilitar a análise dos resultados sem entrar em contradição entre indicadores que crescem e/ou decrescem.

As equações usadas para o cálculo dos Indicadores Padronizados (Ip) seguiram os seguintes métodos: As dimensões das variáveis apresentam-se de forma que, quando positivas, a sua qualificação a torna melhor quando o indicador tem valor maior e pior, quando este é menor, em caso de ser negativa, qualifica-se de forma a ser melhor, quando o valor é menor, e pior quando este é maior (Martins & Candido, 2012).

Nesse contexto, os indicadores decrescentes, ou seja, os que melhora a qualidade quando este reduz o valor, ou piora a qualidade quando o valor aumenta, a nota é inversa ao valor do indicador do município. Dessa forma, o cálculo adotado para os indicadores (%) percentagem da população em extrema pobreza (**EP**), mortalidade infantil (**MI**), para a taxa de analfabetismo (**TA**), subtraindo o valor do indicador de 100 (cem), cuja fórmula é (100-I), representada nas **Equação (1), (2) e (3)**, respectivamente:

$$Ip1 = \frac{(100 - EP)}{10} \quad \text{Equação (1)}$$

(**EP**) como extrema pobreza por município e;

$$Ip2 = \frac{(100 - MI)}{10} \quad \text{Equação (2)}$$

(**MI**) como mortalidade infantil por município e;

$$Ip3 = \frac{(100 - TA)}{10} \quad \text{Equação (3)}$$

(**TA**) como a taxa de analfabetismo.

Para a renda per capita (**RPC**) utilizou-se os valores estaduais como referência, tanto de Sergipe, R\$ 247,78 em 1990; R\$ 326,67 em 2000 e para o ano de 2010 o valor de R\$ 523,53. Quanto de Alagoas no ano de 1990 foi de R\$ 211,98; em 2000 R\$ 285,29; e para o ano de 2010 R\$ 432,56. Cujas fórmulas de cálculo são:

$$Ip4 = \frac{(Y)}{10} \quad \text{Equação (4)}$$

em que **(Y)** é o percentual (%) da renda per capita do município analisado em relação à renda do Estado correspondente.

No caso da produção de arroz, foi considerado como referência a maior produção obtida pelo município no período entre 1990 a 2010, entendendo-se esta como a maior capacidade de rendimento daquelas várzeas em condições naturais, embora possa haver valores maiores em épocas pretéritas. Os mesmos critérios foram usados para a produção de pescados, modificou-se os anos abordados (1990, 1995, 2000 e 2005). Sendo assim, usou-se a equação:

$$Ip5 = \frac{(\%p)}{10} \quad \text{ou} \quad \frac{(\%pp)}{10} \quad \text{Equação (5)}$$

em que **(p)** é o percentual (%) da produção de pescados é o percentual (%), referente à produção da foz do rio São Francisco ou dos Estados de Sergipe e Alagoas, a depender do caso analisado. Porém, para garantir a construção do polígono, para os anos em que a de pescados dos municípios foram iguais a 0 (zero), considerou-se o valor de 0,01 em substituição ao valor 0 (zero). Este procedimento deve ser observado sempre que a nota de um indicador atinja o valor 0 (zero).

Quanto à vazão de referência usou-se a máxima registrada na Estação de Pão de Açúcar/AL, entre o período do ano de 1990 a 2010, cuja marca alcançou 10449,6m<sup>3</sup>/s (ANA, 2014). E, a vazão utilizada no cálculo do índice de sustentabilidade foi a vazão máxima do ano pesquisado, medida na Estação de Pão de Açúcar/AL (ANA). Dessa forma, a equação usada para o cálculo é:

$$Ip6 = \frac{(Z)}{10} \quad \text{Equação (6)}$$

em que **(Z)** é o percentual (%) da vazão máxima do ano pesquisado em relação à maior vazão do período analisado é 10.449,6m<sup>3</sup>/s, a vazão máxima do período de 1990 a 2010.

Para os indicadores, domicílio com água encanada (**AE**), usou-se a equação, em que **(AE)** valor percentual do município pesquisado com domicílios com água encanada, dividido por 10 (dez) para formar a escala de 0-10.

$$Ip7 = \frac{(AE)}{10} \quad \text{Equação (7)}$$

Para domicílios com sanitários inadequados (**SI**), também, foi necessário

estabelecer um valor crescente para o indicador, devido ao mesmo ter o comportamento decrescente, ou seja, que melhora a qualidade quando este reduz o valor, ou piora a qualidade quando o valor aumenta a nota, portanto, é inversa ao valor do indicador do município. Assim, o procedimento realizado foi feito subtraindo o valor do indicador de 100 (cem), cuja fórmula  $(100 - SI)$  é representada nas **Equação (8)**:

$$Ip8 = \frac{(100 - SI)}{10} \quad \text{Equação (8)}$$

Estes indicadores dispostos no polígono formam ângulos que foram calculados em graus a partir da **Equação (1)**:

$$\alpha = \frac{360}{N} \quad \text{Equação (9)}$$

Em que:  $\alpha$  é um ângulo formado entre dois indicadores e  $N$  é o número total de indicadores no polígono para encontrar o cosseno destes ângulos.

Para o cálculo da área ( $S_n$ ) de cada triângulo foi necessário a obtenção do valor do lado ( $d$ ) desconhecido do triângulo, conhecendo-se o ângulo ( $\beta$ ), a partir das equações abaixo (Daniel *et al.*, 2001):

$$\beta = 180 - 90 - \alpha \quad \text{Equação (10)}$$

$$d = \text{RAIZ}(C1^2 + C2^2 - 2 * (C1 * C2) * \text{COS}(\text{RADIANOS}(\$B\$11))) \quad \text{Equação (11)}$$

Em seguida calculou-se ( $p$ ) para obtenção do semiperímetro através da equação:

$$p = \frac{(C1 + C2 + D1)}{2} \quad \text{Equação (12)}$$

e realizado o cálculo da área ( $S_n$ ) de cada triângulo constante do polígono.

$$S_n = \text{RAIZ}(E1 * (E1 - C1) * (E1 - C2) * (E1 - D1)) \quad \text{Equação (13)}$$

Esta área defini o indicador que apresenta maior ou menor sustentabilidade. Por fim, calculou-se o Índice de Sustentabilidade ( $IS$ ) a partir da equação:

$$IS = \sum_{n=1}^N SN \quad \text{Equação (14)}$$

Em seguida, calculou-se a média aritmética dos Índices de Sustentabilidade por dimensão da sustentabilidade (social, econômica e ambiental), no período analisado, para construção do Polígono de Impacto Antropogênico no gráfico radar, dos municípios do baixo São Francisco em SE/AL, conforme equações das fórmulas utilizadas em planilha eletrônica da Microsoft Office Excel,

$$IS(\text{Social}) = \text{Média}28\left(\frac{B1 + \dots + B28}{28}\right) \quad \text{Equação (15)}$$

$$IS(\text{Econômico}) = \text{Média}28\left(\frac{B1 + \dots + B28}{28}\right) \quad \text{Equação (16)}$$

$$IS(\text{Ambiental}) = \text{Média}28\left(\frac{B1 + \dots + B28}{28}\right) \quad \text{Equação (17)}$$

A média aritmética dos Índices de Sustentabilidade calculado para cada variável das dimensões de sustentabilidade, contribuiu para estabelecer um critério único de análise, tendo sido escolhido para compor o quadro, dos 25 (vinte e cinco) municípios que estão mais diretamente ligados à produção de pescados, 22 (vinte e dois) que produzem a pesca artesanal de água doce, 11 (onze) em Alagoas: Belo Monte, Delmiro Gouveia, Dois Riachos, Igaci, Igreja Nova, Jaramataia, Pão de Açúcar, Penedo, São Braz, Traipu e; 11 (onze) em Sergipe: Amapro do São Francisco, Canindé do São Francisco, Canhoba, Gararu, Nossa Senhora de Lourdes, Poço Redondo, Porto da Folha, Neópolis, Propriá, Santana do São Francisco, Telha (IBAMA, 2006).

Excetuando-se, Brejo Grande/SE, Ilha das Flores/SE e Piaçabuçu/AL que estão ligados mais diretamente às atividades de pesca estuarino/marítima. Embora os outros municípios produzam pescados de água doce, os dados a serem utilizados para o cálculo do Polígono Antropogênico são os dados disponíveis dos Estados de Sergipe e Alagoas nos anos de (1990; 1995; 2000; 2005 e; 2010).

Para análise e avaliação dos Índices de Sustentabilidade por dimensão da sustentabilidade, fez-se a interação entre os indicadores sociais, econômicos e ambientais, a partir da elaboração do gráfico radar (CALORIO, 1997; DANIEL, 2000; DANIEL *et al.*, 2001; LOPES, 2001; MOURA, 2002, SOUTO, 2005; SÉPULVEDA, CHAVARRÍA & ROJAS, 2005; PASSOS & PIRES, 2008; MENDONÇA, 2013; VAN LEEUWEN, 2013; MATOS, 2014), para definir os Polígonos de Impacto Antropogênico (PIA) que guardam relação entre a vazão do rio São Francisco frente à produção de pesca artesanal.

Para classificação dos níveis de sustentabilidade individuais por dimensão da sustentabilidade dos municípios foi utilizado uma escala de valores que classifica as dimensões sociais, econômicas e ambientais dos municípios a partir dos índices de sustentabilidade, em uma escala de 5 (cinco) níveis: muito baixo para aqueles que obtiveram índices de (0 a 10); baixo para os índices (10 a 20); médio para (20 a 30) e alto para os valores entre (30 a 40) e muito alto para os que se encontram entre (40 a 50), (MARTINS e CÂNDIDO, 2012).

No caso dos índices sustentabilidade geral da pesca foi utilizado o mesmo critério, porém uma escala de valores maior, ou seja, muito baixo, para aqueles que obtiveram índices de (0 a 25); baixo, para os índices (25 a 50); médio, para (50 a 75) e alto, para aqueles que se encontram entre (75 a 100) e muito alto para os maiores (> 100), (MARTINS e CÂNDIDO, 2012).

A análise do cálculo do Índice Sustentabilidade (IS), prescindiu da elaboração do Polígono de Impacto Antropogênico - (PIA), com abordagem das dimensões da sustentabilidade ambiental e do Polígono de Impacto Antropogênico Geral - PIAG, (SOUTO, 2005), na região do baixo São Francisco nos Estados de Sergipe e Alagoas.

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

#### 3.1 Índices de Sustentabilidade da Pesca Artesanal Continental nos Estados de Sergipe e Alagoas

O Desenvolvimento Sustentável apesar de legitimado na sociedade, não trouxe consigo “[...] uma discussão crítica consistente a respeito do seu significado e das medidas necessárias para alcançá-lo”, de forma que permitisse um consenso sobre o conceito de Desenvolvimento Sustentável, ao contrário, o que se ver é “[...] uma disparidade conceitual considerável nas discussões referentes à avaliação da sustentabilidade do desenvolvimento” (VAN BELLEN, 2003, p. 67).

Nesse mesmo diapasão em que se encontra o conceito de Desenvolvimento Sustentável, apresenta-se as discussões no que diz respeito às ferramentas ou sistemas que melhor se adequam a instrumentalizar as avaliações da sustentabilidade do desenvolvimento e, por conseguinte, do meio ambiente como detentor dos recursos naturais. Este trabalho apresenta uma ferramenta, que se não é nova, procura colaborar com as discussões a respeito do Desenvolvimento Sustentável, apontando indicadores e índices, que permitam avaliar o grau de sustentabilidade das intervenções humanas na natureza.

Estes Índices de Sustentabilidade, cujos eixos representam três das seis dimensões do ecodesenvolvimento (SACHS, 2002) – social, econômica e ambiental, devem ser utilizados para compor os instrumentos procedimentais de resolução de conflitos socioambientais, decorrentes dos impactos da barragem do Xingó e servem para avaliar o progresso de determinada condição das quatro dimensões indicadas, em relação à sustentabilidade do ecossistema.

O uso de dimensões multidisciplinares fundamenta-se em uma perspectiva sistêmica de abordagem da sustentabilidade, com respaldo na Teoria Geral dos Sistemas (BERTALLANFY, 2008), como “base teórica para a utilização de indicadores, pois para o entendimento global dos fenômenos [...], é imprescindível a análise interligada dessas dimensões” (SANTANA *et al.*, 2012, p. 174), cujo ecossistema estudado são os municípios que estão inseridos na bacia hidrográfica do baixo São Francisco. Para tal, lançou-se mão do uso de ferramentas que funcionam como instrumento de organização de dados e informações para facilitar a avaliação e a gestão dos recursos naturais de forma sustentável.

Segundo Lopes (2001), “os indicadores não atribuem nem definem sustentabilidade; [...] funcionam como ferramentas que permitem a avaliação e a explicitação da condição de um sistema, mas não permite o equilíbrio do sistema; este existe ou não, e poderá ser identificado por um conjunto de indicadores” (LOPES, 2001, p. 39). No entanto, devem guardar especificidades para evitar ambiguidades que prejudiquem a sua validade e confiabilidade (GUIJT, 1999). Essas ferramentas possibilitam a gestão sustentável, posto que, estes não só sintetizam e quantificam as informações, mas tornam visíveis os aspectos complexos da realidade que estão

presentes nos impactos ambientais, sociais, econômicos e culturais.

Braga *et al* (2004), demonstra que o estado da arte na construção de indicadores de sustentabilidade ambiental podem seguir três vertentes de análise. Uma que busca indicadores biológicos, físico-químicos ou energéticos de equilíbrio ecológico de ecossistemas, ou seja, vertente biocêntrica; a econômica, com avaliações monetárias do capital natural e do uso dos recursos naturais e, por fim, aquela ligada aos aspectos dos ecossistemas naturais combinado com os aspectos econômicos e sociais da vida humana. Este estudo busca definir seus indicadores de sustentabilidade ambiental na terceira vertente, combinando os aspectos das atividades antrópicas com o meio ambiente.

A integração dos aspectos sociais, econômicos e ambientais, que este estudo definiu como vertente de avaliação e análise do objeto, o baixo São Francisco em Sergipe e Alagoas, contribuem para monitorar e registrar o grau de sustentabilidade dos padrões de desenvolvimento da sociedade. Segundo Martins e Oliveira (2005), podem ser utilizados também, para o controle do uso dos recursos naturais e preservação dos ecossistemas, como registrar as consequências das atividades antrópicas, ou seja, por efeitos destas, nos aspectos sociais, econômicos ou de políticas ambientais.

Diante dos danos sociais, econômicos, ambientais e culturais causados pelas ações antrópicas, emerge o debate sobre o desenvolvimento e crescimento econômico, desenvolvimento sustentável, racionalidade econômica e ambiental. Este debate é acompanhado pela necessidade de se criar ferramentas de avaliação capazes de construir um arcabouço teórico e empírico de sistemas que possam organizar dados e informações que facilitam a gestão dos recursos naturais de forma sustentável, e nesse sentido, criar as condições de equilíbrio dos ecossistemas naturais, a partir de um Índice de Sustentabilidade que combina os aspectos socioeconômicos e ambientais da vida humana.

Estas informações devem constituir medidas mitigatórias para uma gestão sustentável sem exaustão dos recursos naturais, e, ainda, manutenção da capacidade de resiliência dos ecossistemas, atenuando os efeitos da exploração humana da natureza e da consequente degradação do meio ambiente natural.

Dito dessa forma, o estudo ao propor essa discussão, também cercou-se de um conjunto de análises possibilitando a verificação dos efeitos da regularização da vazão das águas do rio no baixo São Francisco em Sergipe e Alagoas, através dos indicadores sociais, econômicos e ambientais.

As concepções que permeiam a construção de uma sociedade sustentável atendendo as necessidades básicas e a qualidade de vida das gerações presentes e futuras, surgiram com a emergência do conceito de Desenvolvimento Sustentável, defendido por Maurice Strong e Ignacy Sachs em 1972, frente aos processos de exploração dos recursos naturais de forma indiscriminada e “irresponsável” (BECK, 1997).

Esta preocupação com o meio ambiente e a sustentabilidade têm possibilitado profundas reflexões sobre a temática ambiental. No entanto, o desafio é “compreender as diferentes realidades encontradas na sociedade e construir métodos que permitam a caracterização e análise da sustentabilidade” (SANTANA *et al.*, 2012, p. 169). O desafio, portanto, é construir um Índice de Sustentabilidade que integre as dimensões sociais, econômicas e ambientais, e permita analisar o desempenho dos indicadores investigados, a sustentabilidade social, econômica e ambiental dos municípios do baixo São Francisco em Sergipe e Alagoas.

Em decorrência da indisponibilidade de dados da pesca artesanal de água doce por município, os cálculos dos Índices de Sustentabilidade Ambiental foram conduzidos de forma a relacionar as características do desenvolvimento das condições sociais, econômicas e ambientais com a produção dos pescados nos Estados de Sergipe e Alagoas conjuntamente, fazendo uma comparação aproximada com os municípios do baixo São Francisco. Esta análise procedeu-se em períodos quinquenais, considerando os períodos de 1990; 1995; 2000; 2005 e; 2010, permitindo a monitoração da sustentabilidade.

No ano de 1990, o comportamento dos níveis de sustentabilidade ambiental por dimensão encontraram-se em níveis muito baixo na dimensão social (S1) relacionado a extrema pobreza; (S2) ligado a mortalidade infantil; na dimensão ambiental o índice de sustentabilidade ambiental (A6), referente à vazão do rio São Francisco, com valores de (6,99); (6,22) e; (7,91) respectivamente. O destaque para este ano foi o índice econômico (E4) renda per capita que esteve com valor de (32,80) e alcançou o nível de alta sustentabilidade. No quesito produção da pesca continental (E5), que apresentou o valor de (16,99), portanto, neste período, os problemas decorrentes da regularização das vazões sazonais do rio tiveram grande impacto na sustentabilidade ambiental.

Nos anos de 1995; 2000 e 2005; os níveis de sustentabilidade relacionados à renda per capita (E4). Ao longo desse período vai se reduzindo do nível médio em 1995 com valor de (23,80); e mantendo-se em níveis de sustentabilidade muito baixo, com valores de (E4) - (5,89); (E4) - (5,28). Quanto à produção de pescados (E5); o nível de muito baixo é mantido durante esse período com valores variando de (E5) - (5,99); (E5) - (1,38) e; (E5) - (2,06). No quesito vazão máxima do rio (A6); os níveis se encontraram muito baixo e a variação se deu com valores (A6) - (3,91); (A6) - (2,67) e; (A6) - (4,46).

No ano de 2010, a performance dos índices apresentaram crescimento nas dimensões sócioeconômicas, que se posicionaram no nível médio de sustentabilidade, à exceção da produção de pescados (E5) que se manteve no nível muito baixo, com valor de (E5) - (6,5). Quanto a dimensão ambiental vazão máxima do rio manteve-se também, no nível muito baixo com valor de (A6) - (6,6).

Este comportamento de redução dos índices, permitiu que a sustentabilidade ambiental se mantivesse em níveis baixo ou muito baixo, ou seja, os efeitos da

regularização da vazão do rio atingem com grande intensidade os peixes de água doce.

Destaca-se a renda per capita em relação à pesca, visto que, este item tem variado entre alto, médio e baixo nível de sustentabilidade. Quanto aos índices de vazão ambiental e produção de pescados de água doce, a performance é a mesma os níveis de sustentabilidade foram "muito baixo".

Nos anos 1990, em decorrência da pouca ou nenhuma política pública de transferência de renda no período, sob a responsabilidade do Governo Federal. Período considerado pelos autores Neri (2011) e IPEA (2012), como a década perdida, em que as desigualdades sociais e de renda aumentaram, os índices de sustentabilidade ambiental ligados às dimensões sociais, apresentam valores muito baixo em relação àqueles ligados ao ambiente.

A partir de 2002, foram adotados vários benefícios, como o Bolsa Escola, o Vale Gás. Estes foram unificados a partir de 2004, conforme a Lei nº 10.836 de 2004 (REGO & PINZANI, 2013), nos anos 2000 e 2010, as políticas públicas de transferência de renda do Governo Federal, como Bolsa Família, Brasil sem Miséria, reajustes do salário mínimo e seus impactos, se fazem sentir na vida da população. Estas políticas impõem uma agenda de diminuição das desigualdades sociais e de renda, mantendo uma regularidade em todos os municípios. Nesse período, os índices de sustentabilidade ligados às dimensões sociais tendem a crescer, entretanto aqueles relacionados ao meio ambiente apresentam queda substancial, afetando a sustentabilidade do sistema.

A Figura 2 apresenta o Polígono de Impacto Antropogênico dos Índices de Sustentabilidade por dimensão, para os Estados de Sergipe e Alagoas produtores da pesca artesanal continental de peixes de água doce, nos anos de 1990; 1995; 2000; 2005 e; 2010.

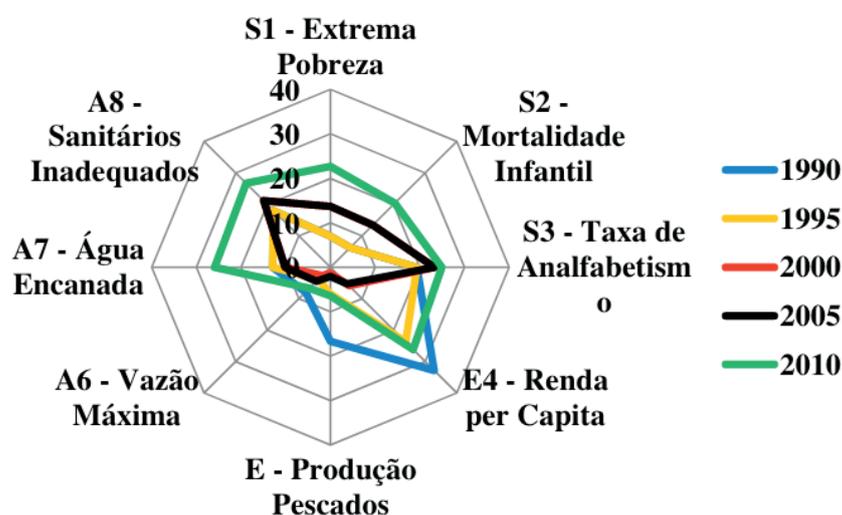


Figura.2 - Índices de Sustentabilidade, por dimensão (pescados de água doce), para os Estados de Sergipe e Alagoas.

Elaborado pelos autores (2015).

A regularização das vazões máximas e mínimas do rio, operada pelo setor elétrico através da CHESF, tem como consequência, efeitos ecológicos e ambientais que interferem na reprodução e alimentação da ictiofauna; a produção de pescados de água doce tem sofrido um processo de redução, ao longo dos anos, e depleção de algumas espécies de peixes alóctones. Este processo, também, tem influenciado na intensidade da intrusão salina, que tem alcançado até 10km a jusante de Piaçabuçu/AL (MEDEIROS, 2014).

A reclusão das águas do rio no lago da represa, impede o fluxo contínuo das águas, por conseguinte da formação das correntezas. A ausência deste fluxo é, segundo Maltchik e Medeiros (2006), fator importante na atividade reprodutiva dos peixes. Visto que, o amadurecimento das gonadas está associado à corrente de água para acelerar o metabolismo e amadurecer as gonadas. Sem esse enfrentamento, os peixes ficam impedidos de completarem a maturação do ciclo reprodutivo, forçando-os a comerem as suas gonadas, levando-os à morte.

Quanto ao processo da cunha salina, seus efeitos são sentidos diretamente nas mudanças da biologia do ecossistema fluvial, que vem se alterando com modificações na biota do baixo São Francisco, a fauna e a flora originais vão dando lugar a espécies exóticas oriundas do ecossistema marítimo ou mesmo do cultivo de espécies estranhas ao ecossistema do rio.

A pesca extrativa continental no baixo São Francisco acompanha a severidade dos impactos ambientais relativos à regularização da vazão do rio e suas consequências. A produção tem se reduzido e as espécies endêmicas vem se exaurindo, algumas chegando à quase extinção, poucas são as que resistem aos impactos negativos promovido pela barragem de Xingó. Na Figura 3 se verifica o comportamento de algumas espécies endêmicas do rio São Francisco ao longo de quase duas décadas.

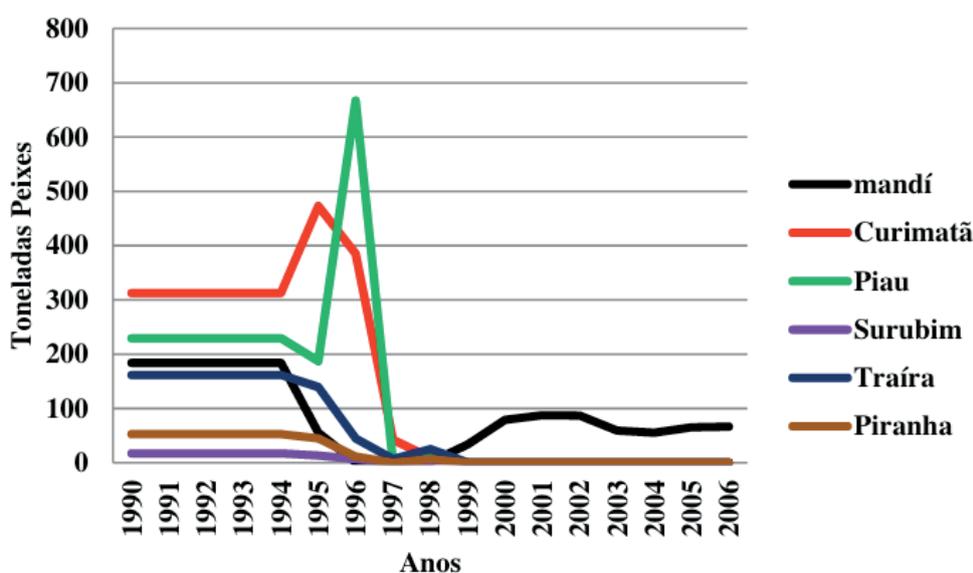


Figura 3 - Espécies de peixes do rio São Francisco que apresentam redução de estoques 1990 a 2006.

Fonte: IBAMA (2006)

Elaborado pelos autores (2014).

Na Figura 4 visualiza-se no Polígono de Impacto Antropogênico Geral, o comportamento dos índices de sustentabilidade ambiental por período, e os níveis dos índices de sustentabilidade ambiental por década dos Estados de Sergipe e Alagoas. A pesca artesanal continental de água doce apresenta redução na produção total, considerando os valores de 1990 a 2005. O aumento verificado no ano de 2010, do índice de sustentabilidade é decorrente do aumento dos indicadores sócioeconômicos que cresceram nesse período, por conta das políticas públicas de inclusão de renda.

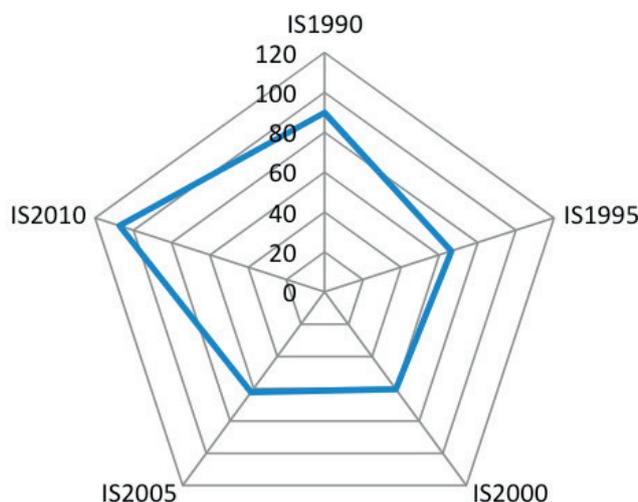


Figura 4 - Índices de Sustentabilidade Geral, por período (pescados de água doce), nos Estados de Sergipe e Alagoas.

Elaborado pelos autores (2015).

#### 4 | CONCLUSÃO

Os indicadores escolhidos mostraram-se de grande sensibilidade e acompanharam a variação das mudanças na média dos indicadores a cada período. As variações dos índices de sustentabilidade capturaram valores mais precisos da sustentabilidade do município ou região, ao interagir indicadores multidisciplinares.

Dessa forma, o método proposto mostrou-se adequado para avaliar a sustentabilidade dos municípios, no que diz respeito aos aspectos ambientais, econômicos e sociais. As características desses indicadores permitiram que houvesse uma resposta imediata às mudanças percebidas no sistema, de fácil aplicação, apresentou enfoque integrado ao relacionar-se com outros indicadores, facilitando a construção dos polígonos de impacto antropogênico.

Através da análise dos Índices de Sustentabilidade, constatou-se que os índices relacionados à vazão do rio, à produção de pescados e a renda per capita influenciaram diretamente na sustentabilidade do sistema, tanto por dimensão, quanto no geral.

O levantamento realizado demonstrou que o indicador Mortalidade Infantil provocou maior impacto negativo no ano de 1990 e em 1995. A partir de 2000 a produção de pescados e a vazão são os indicadores que apresentam maior impacto negativo no sistema.

A regularização da vazão das águas do rio São Francisco e sua consequente redução dos valores máximos e aumento dos valores mínimos, não permite que o rio viva pulsando naturalmente. Este mantém-se com características de ecossistema lântico em detrimento dos seus aspectos lóticos. Estes aspectos trazem perturbações para a fauna que se ver espremida entre a barragem de Xingó e a cunha salina sem as condições naturais de reprodução e alimentação das espécies alóctones.

Os reflexos das políticas energéticas do país, que insistem em uma matriz de obtenção de eletricidade através dos barramentos dos rios, a qualquer custo e sob o espectro do crescimento econômico, sem observar a capacidade de resiliência dos ecossistemas envolvidos. Esse modelo de desenvolvimento, tem submetido a bacia hidrográfica do baixo São Francisco à degradação e à insustentabilidade ecológica.

O Polígono de Impacto Antropogênico permitiu demonstrar, a necessidade de monitoração da sustentabilidade ambiental no baixo São Francisco, para tal, o estudo propõe que seja usado este modelo de monitoração com base nos Índices de Sustentabilidade Municipal que foram apurados com ênfase na vazão máxima do rio.

## REFERÊNCIAS

ANA – Agência Nacional de Águas. <http://www2.ana.gov.br/Paginas/servicos/informacoeshidrologicas/monitoramentohidro.aspx>. 2012. 28.05.2012.

BECK, Ulrich. A reinvenção da política: rumo a uma teoria da modernização reflexiva. In: GIDDENS, Anthony, BECK, Ulrich, LAASH, Scott. **Modernização Reflexiva** – política, tradição e estética na ordem social moderna. São Paulo: UNESP, 1997, p. 11-72.

BERTALANFY, Ludwig von. **Teoria Geral dos Sistemas**: fundamentos, desenvolvimento e aplicações. Petrópolis: 3 ed. Vozes, 2008.

BRAGA, Tania Moreira; FREITAS, Ana Paula Gonçalves de; DUARTE, Gabriela de Souza & CAREPA-SOUSA, Júlio. Índices de Sustentabilidade Municipal: o desafio de mensurar. **Nova Economia**. Belo Horizonte. 14 (3), 11-33. Setembro-Dezembro de 2004.

BRASIL. ANA – Agência Nacional de Águas. **Conjuntura dos Recursos Hídricos no Brasil 2014**. Brasília/DF. 2015. Disponível em: [http://conjuntura.ana.gov.br/docs/conj2014\\_inf.pdf](http://conjuntura.ana.gov.br/docs/conj2014_inf.pdf).

BRASIL. IBAMA – Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Estatística de Desembarque Pesqueiro**: censo estrutural da pesca 2006 – relatório final. <http://www.sfrancisco.bio.br/arquivos/IBAMA001.pdf>. Brasília, DF. 2007.

BRASIL. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Censos Demográficos do Brasil**. Disponível em <<http://www.ibge.gov.br>>. 2012.

CALORIO, Claudia Maria. **Análise de Sustentabilidade em Estabelecimentos Agrícolas Familiares no Vale do Guaporé – MT**. 1997. 105p.. Dissertação (Mestrado em Agricultura Tropical) – Universidade Federal de Mato Grosso, UFMG, Cuiabá, 1997.

CAMINO V., Ronnie de; MÜLLER, Sabine. **Sostenibilidad de la agricultura y los recursos naturales**: bases para establecer indicadores. San José: IICA, 1993. 134p. (Série Documentos de Progrmas IICA, 38).

DANIEL, Omar. **Definição de Indicadores de Sustentabilidade para Sistemas Agroflorestais**. 2000. 113p.. Tese (Doutorado no Programa de Pós-Graduação em Ciência Florestal) – Universidade Federal de Viçosa, Viçosa: UFV, 2000.

DANIEL, Omar *et al.*. Alternativa a um método para determinação de um índice de sustentabilidade. SIF-Sociedade de Investigações Florestais. **Revista Árvore**, Viçosa-MG, v. 25, n. 4, p. 455-462. 2001.

GUIJT, Irene. **Monitoramento participativo**: conceitos e ferramentas práticas para a agricultura sustentável. Rio de Janeiro: AS-PTA, 1999.

Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada – IPEA. **A Década Inclusiva (2001-2011)**: desigualdade, pobreza e políticas de renda. Comunicado IPEA. Nº 155. Set. 2012.

JANNUZZI, Paulo de Martino. **Indicadores Sociais no Brasil** – conceitos, fontes de dados e aplicações. São Paulo: 4 ed. Alínea, 2009.

LOPES, Saulo Barbosa. **Arranjos Institucionais e a Sustentabilidade de Sistemas Agroflorestais**: uma proposição metodológica. 2001. 160p. Dissertação (Mestrado Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural) Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre: UFRGS, 2001.

MALTCHIK, Leonardo e MEDEIROS, Elvio Sergio Figueredo. Diversidade, estabilidade e atividade reprodutiva de peixes em uma poça fluvial permanente no leito de um riacho efêmero, riacho Avelós, Paraíba, Brasil. **Revista de Biologia e Ciências da Terra**. Suplemento Especial, n. 1, 2 semestre, 2006.

MARTINS, Clitia Helena Black & OLIVIERA, Naia. **Indicadores de Sustentabilidade**: a necessária integração das dimensões social, econômica e ambiental. Encontro da Sociedade Brasileira de Economia Ecológica ECOECO. Brasília, 2005. Disponível em: [http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/vi\\_en/artigos/mesa3/indicadores\\_sustentabilidade.pdf](http://www.ecoeco.org.br/conteudo/publicacoes/encontros/vi_en/artigos/mesa3/indicadores_sustentabilidade.pdf).

MARTINS, Maria de Fátima e CÂNDIDO, Gesinaldo Ataíde. Índices de Desenvolvimento para Localidades: uma proposta metodológica de construção e análise. **Revista de Gestão Social e Ambiental**. RGSA, São Paulo, v. 6, p. 03-19, jan/abr. 2012.

MATOS, Eduardo Lima de. **O Pacto das Águas e suas Relações Socioambientais**. 2014. 153f. Tese (Doutorado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão: UFS, 2014.

MEDEIROS, Paulo Ricardo Petter; SANTOS, Manoel Messias dos; CAVALCANTE, Geórgenes Hilário; SOUZA, Weber Friederichs Landim de & SILVA, Wilson Francisco da. Características ambientais do Baixo São Francisco (AL/SE): efeitos de barragens no transporte de materiais na interface continente-oceano. **Geochimica Brasiliensis** 28(1): 65-78, 2014.

MENDONÇA, Nivaldo dos Santos. **Sustentabilidade e Usos Múltiplos da Água da Barragem Poção da Ribeira-SE**. 2013. 225f. Dissertação (Mestrado em Desenvolvimento e Meio Ambiente) – Universidade Federal de Sergipe. São Cristóvão: UFS, 2013.

MOURA, L. G. V. **Indicadores para avaliação da sustentabilidade em sistemas de produção da agricultura familiar**: o caso dos funiculadores de Agudo-RS. 2002. Dissertação de Mestrado em Desenvolvimento Rural. Programa de Pós-Graduação em Desenvolvimento Rural, UFRGS. Porto Alegre. 230. 230p.

NERI, Marcelo. **A nova classe média**: o lado brilhante da base da pirâmide. São Paulo: 1 ed. 3 tir. Saraiva, 2013.

PASSOS, Helga Dulce Bispo & PIRES, Mônica de Moura. Indicadores Ambientais para Avaliação de

Agroecossistemas. **Informe Gepec** – vol. 12, n. 1, jan/jun. 2008.

REGO, Walquiria Domingues Leão & PINZANI, Alessandro. Liberdade, Dinheiro e Autonomia: o caso bolsa família. **Política & Trabalho. Revista de Ciências Sociais**, 38, abril de 2013, p. 21-42.

REGO, Walquiria Domingues Leão & PINZANI, Alessandro. **As Vozes do Bolsa Família**. São Paulo: Editora UNESP. 2013.

SACHS, Ignacy. **Caminhos para o Desenvolvimento Sustentável**. Rio de Janeiro: Garamound. 2002.

SANTANA, José Ubiratan Resende, SOUZA, Thais Barros de & GOMES, Laura Jane. Mensuração da sustentabilidade no Meio Rural. In: SANTOS, Antônio Carlos dos & BECKER, Evaldo. **Entre o Homem e a Natureza**. Porto Alegre: Redes Editores, 2012, p. 169-180.

SÉPULVEDA, Sergio; CHAVARRÍA, Hugo; ROJAS, Patricia. **Metodologia para estimar el nivel de desarrollo sostenible em territórios rurales**: el Biograma. San José, Costa Rica: Instituto Americano de Cooperación para a Agricultura IICA/Dirécción de Desarrollo Rural Sostenible, 2005.

SOUTO, Raquel Dezidério. **Aplicação de Indicadores de Desenvolvimento Sustentável** - Estudo de Caso Avaliação do Impacto Antropogênico na Zona Costeira do Estado do Rio de Janeiro, Brasil. 2005. 160p. (Monografia em Oceanografia) – Universidade do Estado do Rio de Janeiro/ Departamento de Oceanografia e Hidrologia. UERJ, 2005.

VAN BELLEN, Hans Michael. Desenvolvimento Sustentável: uma descrição das principais ferramentas de avaliação. **Ambiente e Sociedade**. Vol. VII, n. 1. Jan/Jul. 2003.

VAN LEEUWEN, C. J.. Cite Blueprints: baseline assessments of sustainable water management in 11 cities of the future (2013). **Water Resources Management**. An International Journal, Springer, (2013) 27: 5191-5206.

## IDENTIFICAÇÃO DE PADRÕES ESPAÇO-TEMPORAIS DO COMPORTAMENTO DA CLOROFILA-A EM UM SISTEMA ESTUARINO LAGUNAR A PARTIR DE IMAGENS MODIS

### **Regina Camara Lins**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul,  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Porto Alegre - RS

### **Jean-Michel Martinez**

Université Toulouse 3, IRD/CNRS  
Toulouse - FR

### **David M. L. da Motta Marques**

Universidade Federal do Rio Grande do Sul,  
Instituto de Pesquisas Hidráulicas  
Porto Alegre - RS

### **José Almir Cirilo**

Universidade Federal de Pernambuco, Centro de  
Tecnologia e Geociências  
Recife - PE

### **Carlos Ruberto Fragoso Júnior**

Universidade Federal de Alagoas, Centro de  
Tecnologia  
Maceió - AL

**RESUMO:** A otimização do monitoramento da clorofila-a pode ser feita a partir do uso de imagens de satélite. Assim, um modelo de duas bandas *NIR-Red* foi desenvolvido para reconstruir séries mensais de clorofila-a (indicador do estado trófico) a partir de imagens MODIS (500 m) no período de 2000 a 2016 no Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba. O uso inovador de estatísticas multivariadas combinadas possibilitou a redução

da dimensionalidade dos dados e identificação de padrões do comportamento da clorofila-a no espaço e tempo, sendo possível sugerir a associação entre a variabilidade da clorofila-a e fatores ambientais.

**PALAVRAS-CHAVE:** Eutrofização, Modelos bio-ópticos, Estatística Multivariada.

### IDENTIFICATION OF SPATIO-TEMPORAL PATTERNS OF CHLOROPHYLL-A BEHAVIOR IN A ESTUARINE LAGOON SYSTEM FROM MODIS IMAGES

**ABSTRACT:** The optimization of chlorophyll-a monitoring can be done using satellite images. Thus, a two-band NIR-Red model was developed to reconstruct monthly chlorophyll-a series (trophic state indicator) from MODIS images (500 m) in the period from 2000 to 2016 in the Estuarine-Lagunar Mundaú-Manguaba Complex. The innovative use of combined multivariate statistics permitted the reduction of data dimensionality and identification of patterns of chlorophyll-a behavior in space and time, with the possibility of suggesting the association between chlorophyll-a variability and environmental factors.

**KEYWORDS:** Eutrophication, Bio-optical models, Multivariate Statistics.

## 1 | INTRODUÇÃO

O fitoplâncton, popularmente conhecido

como algas, é definido como o conjunto de organismos aquáticos microscópicos que possuem capacidade fotossintética e não dispõem de movimentos próprios de locomoção suficientes para vencer o movimento natural das águas (ESTEVES, 1998). Além de constituir a base da cadeia alimentar dos ecossistemas aquáticos, servindo como fonte de energia para organismos em níveis tróficos superiores, o fitoplâncton é responsável pela produção do oxigênio necessário para sobrevivência de várias comunidades do meio aquático (REYNOLDS, 1994).

A composição específica e a densidade das comunidades fitoplanctônicas podem variar no espaço e no tempo. Em geral, as variações quantitativas e qualitativas das espécies de fitoplâncton são mais significativas em ecossistemas aquáticos localizados em regiões temperadas devido à maior amplitude climática sazonal nesta região em relação à região tropical e subtropical (ZALOCAR DE DOMITROVIC; ASSELBORN; CASCO, 1998). Com relação ao espaço, o fitoplâncton apresenta grande distribuição tanto ao longo da coluna d'água como no plano horizontal, dependendo, sobretudo, da disponibilidade de luz, temperatura e de nutrientes inorgânicos disponíveis na água. Além destes fatores que influenciam a produtividade primária do fitoplâncton, Esteves (1998) e (BECKER, 2002) indicam outros fatores que também podem influenciar a distribuição vertical e horizontal do fitoplâncton, tais como: (a) densidade específica dos organismos; (b) herbivoria; (c) seiches internas (ondas paradas); (d) fluxo da água (hidrodinâmica); (e) bentos; (f) ondas; (g) turbidez.

A concentração de clorofila-a (Chl-a), pigmento presente no fitoplâncton, é comumente o parâmetro mais utilizado no sensoriamento remoto da qualidade da água, principalmente por sua importância na determinação do estado trófico das águas (MATTHEWS, 2011). Ela atua como um índice para a concentração de fitoplâncton e, portanto, é uma componente importante na determinação de produtos secundários, como, por exemplo, a produção primária (MATTHEWS, 2011).

Para identificar padrões temporais e/ou espaciais do comportamento da clorofila-a em corpos d'água (BLONDEAU-PATISSIER et al., 2014), as técnicas estatísticas multivariadas (CRESSIE; WIKLE, 2011) podem ser utilizadas no pós-processamento de imagens. BIERMAN et al. (2011) descreveram algumas técnicas estatísticas univariadas e multivariadas que podem ser aplicadas aos dados de qualidade da água. Por exemplo, técnicas como Análise de Componentes Principais (ACP), Análise de Cluster proporcionam uma rápida avaliação espaço-temporal de padrões de variabilidade e de associações entre as variáveis, e vem sendo utilizadas de maneira isolada, mas bem sucedida, em ambientes estuarinos (HARAGUCHI et al, 2015). Porém, o potencial do uso em conjunto destas técnicas estatísticas, aplicadas aos produtos de imagens de satélite, ainda é pouco conhecido na área de sensoriamento remoto de águas continentais e, portanto, pouco explorado para avaliação espaço-temporal de variáveis de qualidade da água. Desta forma, o objetivo deste estudo é identificar os padrões espaço-temporais da clorofila-a em um sistema estuarino-lagunar, utilizando técnicas de sensoriamento remoto e de estatísticas multivariadas.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Área de estudo e aquisição de dados

O Complexo Estuarino-Lagunar Mundaú-Manguaba (CELMM) é um sistema tropical de lagunas rasas (profundidade máxima de 3,5 m) localizado do Estado de Alagoas, Nordeste do Brasil, entre as coordenadas 9°35'00" S e 9°46'00" S latitude e 35°34'00" W e 35°58'00" W longitude. O sistema é composto por três compartimentos: (a) a Laguna Mundaú (27 km<sup>2</sup>) na parte leste do CELMM, que recebe água doce principalmente da bacia do rio Mundaú (vazão média anual de 35 m<sup>3</sup>/s); (b) a Laguna Manguaba (42 km<sup>2</sup>) na parte oeste do CELMM, que recebe uma descarga média anual de 28 m<sup>3</sup>/s de água doce das bacias dos rios Paraíba do Meio e Sumaúma; e (c) o sistema de canais estreitos de 12 km<sup>2</sup>, que conecta as lagunas através de uma única entrada de maré de 250 m de largura no Oceano Atlântico. O CELMM apresenta um clima tropical semi-úmido com períodos secos (de outubro a dezembro) e úmidos (de maio a julho) bem definidos (LINS *et al*, 2017).

### 2.2 Monitoramento de Campo e Análises Laboratoriais

Seis campanhas de campo foram realizadas a bordo de embarcação entre os meses de Maio a Setembro de 2015. Em cada campanha foram coletadas amostras de água em 12 pontos distintos (ver Figura 1). Em cada ponto de coleta, duas garrafas plásticas de 1 litro foram utilizadas para amostragem da água superficial (profundidade < 0,5 m) que foram mantidas no escuro e sob refrigeração até a filtragem.

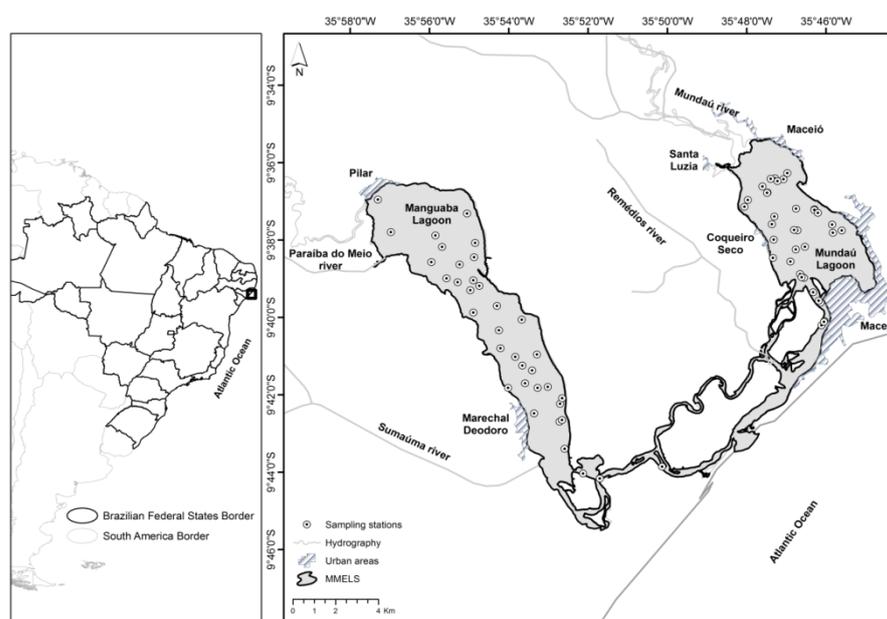


Figura 1. Localização do CELMM e distribuição espacial das estações de amostragem, onde foram coletadas amostras de água e radiometria (LINS *et al.*, 2018).

Todas as amostras foram filtradas em laboratório, não mais de 12h após a coleta, utilizando filtros de fibra de vidro Whatman GF/F (tamanho do poro 0,45 µm).

A Clorofila-a foi extraída dos filtros em etanol concentrado, 90%, por 18h em balão volumétrico âmbar, e medida através do método tricromático espectrofotométrico (American Public Health *et al*, 2005). O resíduo retido nos filtros das amostras para Sólidos Suspensos Totais (TSS) passou por secagem em estufa, entre 103 e 105 °C, até atingirem um peso constante por medição gravimétrica (American Public Health *et al*, 2005).

### 2.3 Imagens de Satélite

Neste estudo foram analisados dois produtos orbitais do sensor MODIS (MOD09A1 - Plataforma Terra e MYD09A1 - Plataforma Aqua). Nestes produtos, com Nível 3 de processamento, cada pixel dentro da imagem (com resolução de 500 m) representa a melhor observação diária no intervalo de 8 dias, selecionado com base em alguns critérios de observação, tais como: presença de nuvens, baixo ângulo de visada e aerossóis.

A série histórica de imagens das lagunas Mundaú e Manguaba, de 2000 a 2016, foi obtida através do GetModis. A fim de evitar, ou minimizar, a interferência da reflectância do fundo das lagunas ou mistura espectral de alvos diferentes da água, foram eliminados da série os pixels cujos centros estivessem situados a uma distância inferior a 500 m da margem (equivalente a resolução de 1 pixel).

Utilizando o programa MOD3R foi possível extrair a série temporal da reflectância (bandas Azul, Verde, Vermelho e Infravermelho Próximo) dos dois produtos orbitais (MOD09A1 e MYD09A1) em cada pixel da máscara, como também em cada coordenada específica dos levantamentos de clorofila de campo. Além disto, o MOD3R apresenta uma aba com a classificação qualitativa de cada imagem, calculada considerando a geometria de aquisição do satélite, o espectro radiométrico e coberturas de nuvens, atribuindo os seguintes valores: (a) Qualidade 0 - sem informação; (b) Qualidade 1 - excelente; (c) Qualidade 2 - duvidosa, e (d) Qualidade 3 - descartar. Neste estudo optou-se por utilizar apenas as imagens com Qualidade 1.

### 2.4 Geração das séries espaço-temporais de clorofila-a

Os valores de reflectância obtidos nas imagens MODIS foram correlacionados com as concentrações de clorofila-a levantadas em campo, a partir de um modelo de duas bandas NIR/Red (GITELSON, 1992). Este modelo foi aplicado à série histórica mensal, sem falhas, de reflectância dos dados MODIS para gerar as séries temporais mensais de clorofila-a estimadas no período de 2000 a 2016 em diferentes pixels do sistema estuarino-lagunar. O método de filtragem por autovetores (IBANEZ; CONVERSI, 2002) foi utilizado para eventual preenchimento de falhas nas séries históricas.

## 2.5 Padrões espaço-temporais da clorofila-a

A Análise de Componentes Principais (ACP) foi utilizada para identificar os principais padrões de comportamento de clorofila-a no CELMM e discutir sobre os potenciais fatores ambientais que podem explicar estes padrões. A ACP foi aplicada à matriz de concentrações estimadas de clorofila-a contendo a informação de mês/ano nas linhas e os centróides dos pixels como colunas. Uma matriz, com valores de clorofila, de dimensão 139 linhas (tempo) por 53 colunas (espaço) foi disposta para análise na laguna Mundaú, e outra matriz de 83 linhas e 79 colunas para a laguna Manguaba. Neste sentido, a ACP é importante para reduzir o número de dados a serem analisados em componentes principais, cujos pesos representam a variabilidade de cada componente. Um número suficiente de componentes principais foi selecionado de maneira que a variabilidade total dos dados originais fosse representada em mais de 70%. Além disto, as componentes principais foram rotacionadas aplicando o procedimento varimax a fim de atenuar as restrições de ortogonalidade da ACP e facilitar o entendimento dos padrões espaciais (RICHMAN, 1986).

Além disto, uma Análise de Agrupamento (AA ou *Cluster*) foi realizada com o intuito de identificar regiões com similar comportamento espacial da clorofila-a estimada por satélite. Foram utilizadas as primeiras componentes principais rotacionadas com a finalidade de filtrar o ruído na série original dos dados. O método de Ward foi utilizado para estabelecer os grupos homogêneos. Tanto a ACP quanto a AA foram realizadas utilizando um pacote estatístico do programa MATLAB.

## 3 | RESULTADOS

### 3.1 Modelo NIR-Red para estimativa da clorofila-a

A Figura 2 apresenta o ajuste de um modelo potencial aos dados observados. Observa-se um bom ajuste ( $r^2 = 0,83$ ) entre as concentrações de clorofila-a levantadas em campo e a razão entre as reflectâncias do sensor MODIS nas bandas do infravermelho próximo e vermelho ( $R_{858}/R_{645}$ ), para o CELMM. Nota-se que o ajuste dos baixos valores de clorofila-a se concentram na laguna Mundaú enquanto os valores mais elevados de clorofila-a são ajustados aos dados da laguna Manguaba.

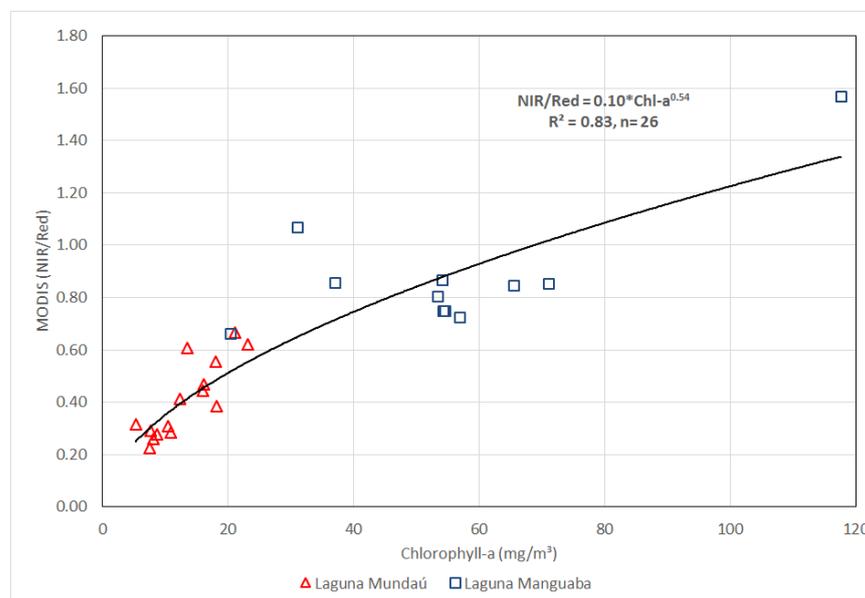


Figura 2. Correlação entre concentração medida de clorofila-a e modelo NIR-Red duas bandas utilizando dados MODIS.

### 3.2 Padrões espaço-temporais da clorofila-a no CELMM

As quatro primeiras Componentes Principais (CP) rotacionadas da Análise de Componentes Principais (ACP) conseguem explicar cerca de 70% da variabilidade dos dados originais de clorofila-a no CELMM (Tabela 1), sendo mais de 50% desta variabilidade concentrada nos 2 primeiros eixos nas duas lagunas. A distribuição dos autovetores resultantes da ACP rotacionada, aplicada à laguna Mundaú, é apresentada na Figura 3.

Laguna	CP1	CP2	CP3	CP4
Mundaú	28,11%	25,27%	13,23%	6,05%
Manguaba	36,70%	27,93%	7,16%	6,71%

Tabela 1 – Percentual da variância explicada através das quatro primeiras componentes principais rotacionadas nas lagunas Mundaú e Manguaba.

A Análise de Agrupamento, utilizando as quatro primeiras componentes principais, permitiu a identificação de 4 (quatro) Grupos Homogêneos em cada laguna. A distribuição espacial dos grupos é apresentada na Figura 4. Observa-se, na laguna Manguaba (Figura 4b), um gradiente longitudinal de clorofila-a entre os grupos, com as maiores concentrações presentes no GH1 e as menores no GH4 (Tabela 2).

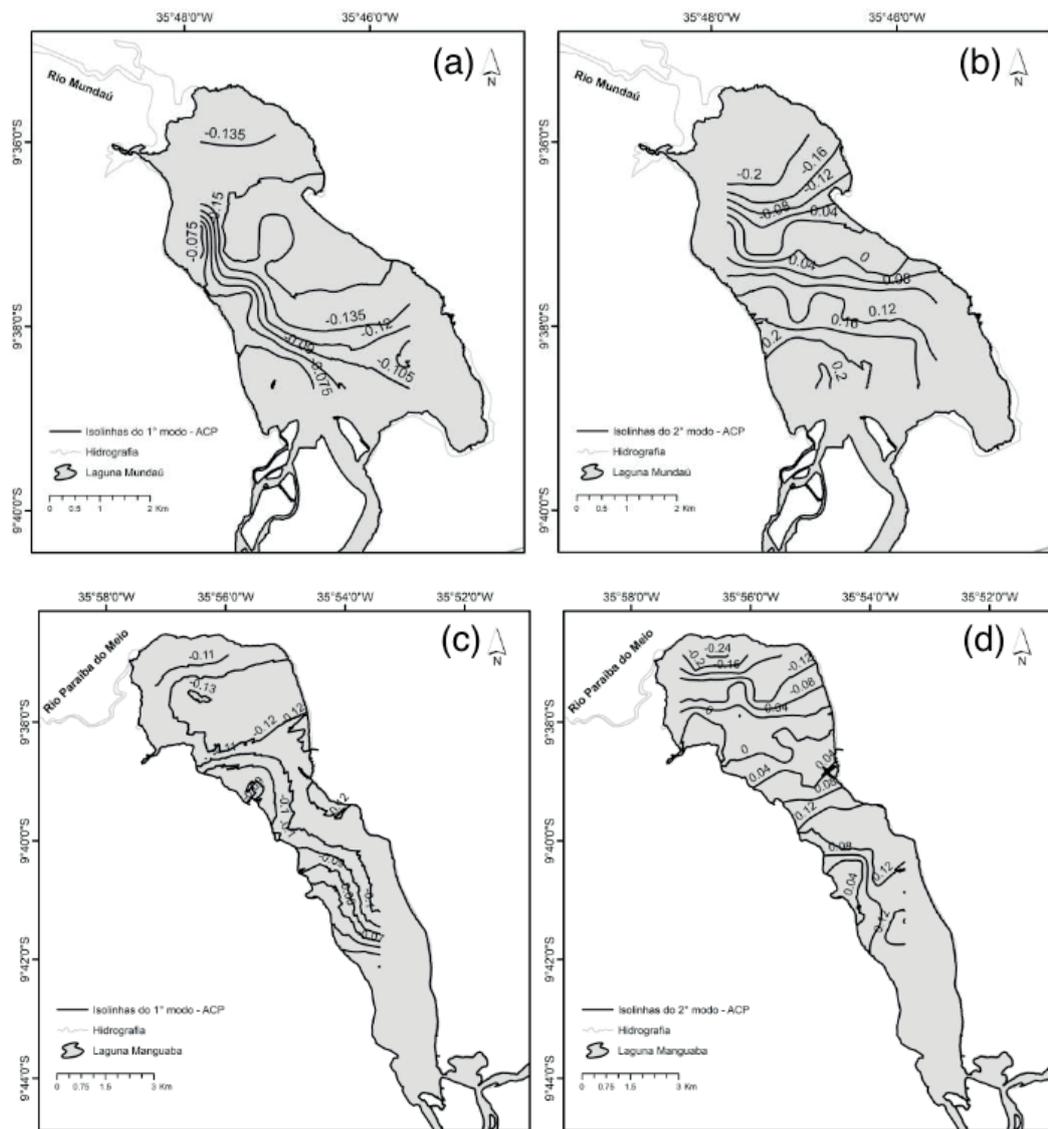


Figura 3 – Isolinhas dos autovetores da matriz de co-variância da (a,c) primeira e (b,d) segunda componentes da ACP rotacionada de clorofila-a nas lagoas Mundaú e Manguaba, respectivamente (LINS *et al*, 2018).

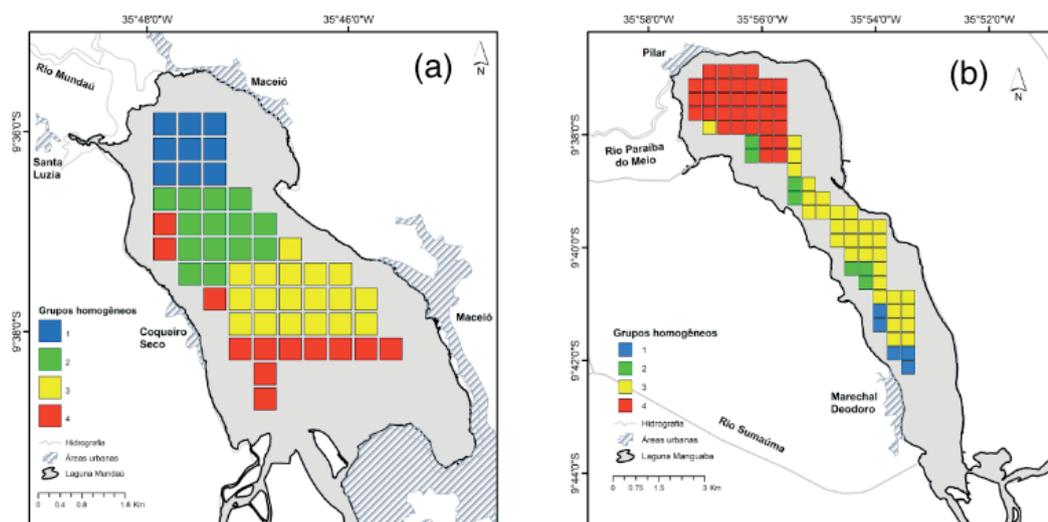


Figura 4 – Grupos Homogêneos (GH) identificados pela análise de agrupamento obtida a partir dos autovalores das quatro primeiras componentes rotacionadas da Análise de Componentes Principais (ACP), no domínio da: (a) lagoa Mundaú, e (b) lagoa Manguaba (LINS *et al*, 2018).

Laguna	Grupo	Mínimo (mg/m <sup>3</sup> )	Máximo (mg/m <sup>3</sup> )	Média (mg/m <sup>3</sup> )	Desv Pad (%)
Mundaú	GH1	6,42	46,88	18,81	7,18
	GH2	5,95	37,29	17,48	6,15
	GH3	4,22	35,44	17,04	5,95
	GH4	6,62	51,24	22,54	7,94
Manguaba	GH1	9,96	263,77	72,86	51,73
	GH2	13,85	139,05	41,88	25,13
	GH3	8,27	155,10	31,05	16,69
	GH4	8,25	79,42	23,68	10,11

Tabela 2 – Estatísticas da concentração da clorofila-a nos Grupos Homogêneos em cada laguna.

A Figura 5 apresenta as médias mensais das concentrações de clorofila-a, estimadas por bandas MODIS, em cada grupo homogêneo definido para as lagunas Mundaú e Manguaba, respectivamente. Na laguna Mundaú, observa-se a ocorrência de valores mais elevados de clorofila-a nos meses de período seco (entre Outubro e Março), com destaque para o mês de Março no GH4. Já na Manguaba, os meses de período chuvoso (Abril, Maio e Junho) apresentam elevadas concentrações de clorofila-a, com destaque para o mês de Maio observado no GH1.

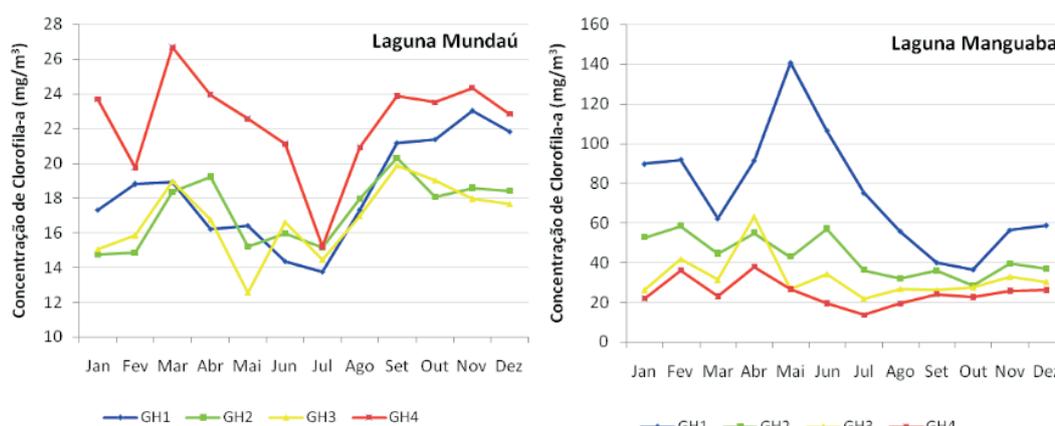


Figura 5 – Variabilidade temporal da concentração média estimada de clorofila-a dos grupos homogêneos (GH) identificados nas lagunas Mundaú e Manguaba, no período de 2002 a 2016 (LINS *et al*, 2018).

#### 4 | DISCUSSÃO

A primeira componente da Análise de Componentes Principais (ACP) rotacionada (Figura 3a), apresenta um gradiente transversal (entre as margens oeste-leste) constituído por valores negativos de autovetores em toda a laguna Mundaú. Com relação à Manguaba, tem-se que a primeira componente da ACP rotacionada (Figura 3c) é constituída por valores negativos de autovetores e apresenta um gradiente transversal (entre as margens oeste-leste) que abrange o centro e sul da laguna, enquanto a região norte destaca-se por um gradiente distinto das demais regiões.

Este padrão principal de variabilidade pode estar associado ao tempo de residência hidráulica (TRH). Em termos gerais, o TRH médio na laguna Mundaú é menor que o TRH na laguna Manguaba (OLIVEIRA; KJERFVE, 1993; SOUZA, 2017). Isto ocorre em função da menor influência das forçantes de maré na laguna Manguaba devido a um maior estrangulamento nos canais de ligação em comparação com a laguna Mundaú, resultando em uma menor penetração de águas oceânicas nesta laguna. Na Mundaú, os menores TRH (variando entre 6 horas no sul e 18 dias no norte) são encontrados próximos à margem oeste, o que indica uma maior circulação nesta região desde a foz do rio Mundaú até a entrada do canal que interliga a laguna ao oceano (BRITO JR.; FRAGOSO JR.; LARSON, 2018). Já a região mais central e a região próxima à margem leste foram encontrados TRH maiores (entre 23 e 27 dias), o que as tornam mais estagnadas e, neste caso, com menor variabilidade na concentração de clorofila-a (ver desvio padrão na Tabela 2). O comportamento espacial do TRH na laguna Manguaba foi estimado recentemente por Souza (2017), porém, o efeito da circulação devido ao vento não foi considerado. No entanto, alguns estudos mostraram que o vento exerce papel fundamental na distribuição de correntes e mistura na laguna Manguaba (OLIVEIRA; KJERFVE, 1993). Desta forma, a associação da distribuição espacial da clorofila-a com o TRH pode ser limitada na laguna Manguaba.

Outro fator que pode influenciar neste padrão de variabilidade é a contribuição lateral de carga orgânica por fontes pontuais e difusas provenientes do uso e ocupação do solo no entorno das lagunas. Neste caso, Costa *et al* (2011) identificaram, para o período chuvoso, que as principais fontes de matéria orgânica particulada proveniente do entorno do CELMM foram principalmente: o lançamento de esgotos não tratados na laguna Mundaú pelos municípios de Santa Luzia e Coqueiro Seco (margem oeste) e Maceió (margem leste) e, na Manguaba, fertilizantes e nutrientes provavelmente resultantes do cultivo de cana-de-açúcar. Os mesmos autores observaram que a contribuição por esgotos na Manguaba foi praticamente inexistente, sendo observada uma pequena parcela próxima aos exutórios dos rios Sumaúma e Paraíba do meio.

A Segunda componente principal apresenta um gradiente longitudinal diferenciando a variabilidade da concentração de clorofila-a encontrada entre a extremidade norte das lagunas (próximas ao aporte fluvial dos rios Mundaú e Paraíba do Meio) e a região sul (mais próxima à entrada do canal que as interligam ao oceano), através da indicação dos valores de autovetores com sentidos opostos (Figura 3b, Figura 3d).

Na laguna Mundaú, esta componente pode estar captando os efeitos da descarga fluvial e de maré nas extremidades norte/sul que apresentaram as maiores concentrações de clorofila-a. Porém, não se observa um crescimento exagerado de algas nesta região, sugerindo que o principal aporte de SST (i.e. descarga de sólidos pelo rio Mundaú, OLIVEIRA; KJERFVE, 1993) pode limitar o crescimento de algas. Na região centro-leste da laguna Mundaú (GH2 e GH3), apesar dos elevados TRH

(BRITO JR.; FRAGOSO JR.; LARSON, 2018) e aporte constante de nutrientes (por esgotos domésticos e/ou resultantes da própria decomposição do fitoplâncton), não foram observados altos valores de clorofila-a (por exemplo acima de 60  $\mu\text{g/L}$ ) nesta região central. Esta limitação está possivelmente relacionada a uma maior taxa de mortalidade e de predação por bivalves (sobretudo pelo sururu, *Sp. Mytella charruana*) e devido a uma maior limitação de crescimento por inibição da luz na água, limitando o desenvolvimento de fitoplâncton nesta região.

Na laguna Manguaba o gradiente longitudinal da clorofila-a parece estar associado à sazonalidade das estações secas e chuvosas. No período seco, o desenvolvimento de espécies de fitoplâncton mais adaptadas a água doce parece estar mais associado ao menor aporte de material particulado inorgânico pelo rio Paraíba do Meio e à elevada produção autóctone de nutrientes. No período chuvoso, o aumento da descarga fluvial e de sólidos, possivelmente, limita o crescimento do fitoplâncton na região norte da laguna Manguaba (GH4) em comparação às demais regiões.

Na região central da laguna Manguaba (GH2 e GH3), são observados valores muito altos de clorofila-a, quando comparados à laguna Mundaú, que ocorrem, provavelmente, não apenas em função das menores concentrações de material particulado inorgânico em suspensão, em relação à região norte, mas, principalmente, em função do tipo de espécie dominante nesta região. Melo-Magalhães *et al* (2009) identificaram que as espécies dominantes na Manguaba são as cianofíceas de águas doces, principalmente *Anabaena spiroides*, no período seco, e *Microcystis aeruginosa*, no período chuvoso, e espécies de diatomáceas, com dominância de *Cytonella meneghiniana*. Ao sul da laguna Manguaba (GH1), a variabilidade da clorofila-a parece estar mais relacionada ao maior aporte de nutrientes e matéria orgânica do rio Sumaúma e do Município de Marechal Deodoro, menor turbidez em relação à região norte e a dominância de espécies de cianobactérias de água doce, sobretudo *Microcystis aeruginosa*, reconhecidas como estrategistas, capazes de se movimentar rapidamente na vertical, o que lhe permite buscar melhores condições de luminosidade e, portanto, propiciar o seu desenvolvimento.

## 5 | CONCLUSÕES

Apesar das lagunas pertencerem ao mesmo sistema, sendo lagunas vizinhas, interligadas, e com uso e ocupação do solo semelhante nas bacias de contribuição dos rios principais, cada laguna apresenta padrões espaço-temporais distintos de clorofila-a.

Neste estudo, foram utilizadas imagens com resolução de 500 m, mas o modelo aplicado para reconstrução das séries de clorofila-a utilizou uma combinação de bandas que também são disponíveis para a resolução de 250 m. Desta forma, é interessante realizar uma calibração considerando o produto de resolução espacial

mais refinada disponível para este sensor. Além disto, recomenda-se fortemente, a realização de novas campanhas de campo para a validação do modelo obtido neste estudo, e calibração de novos modelos considerando as resoluções radiométricas e espaciais dos sensores recentemente lançados da série Sentinel. Resoluções espaciais mais altas possibilitarão o monitoramento da clorofila-a também nos canais que interligam as lagoas. Com relação à resolução temporal das imagens de satélite, a presença de nuvens em estuários tropicais é muito frequente, sendo um fator que possivelmente inviabilize este tipo de abordagem utilizando sensores com piores resoluções temporais. A frequência quase diária do sensor MODIS foi fundamental para o alcance dos bons resultados obtidos neste estudo, haja vista, a quantidade de imagens que foram descartadas por apresentarem ausência total ou parcial de informações com alta qualidade. Ainda assim, as séries de clorofila-a tiveram que ser geradas numa escala de médias mensais, que nestas lagoas, devido aos elevados tempos de residência, e ao estado de estabilidade em que se encontram, não prejudicou a avaliação espaço-temporal da clorofila-a.

Apesar de não ter sido possível validar a equação de regressão do modelo MODIS (R858/R645), os resultados obtidos neste estudo corroboram com os resultados encontrados em estudos realizados durante o período de monitoramento do MODIS ou anteriores, sugerindo que o modelo apresentado tem forte potencial para monitoramento de clorofila-a no CELMM.

Além disto, as técnicas estatísticas utilizadas neste estudo mostraram-se ferramentas úteis para a identificação dos padrões de comportamento espaço-temporais da clorofila-a no CELMM.

## 6 | AGRADECIMENTOS

Ao CNPq (Edital MCTI/CNPq/2013 – Universal) e a FINEP (Edital No. 01.13.0419.0) que possibilitaram a compra dos radiômetros utilizados em campo, através dos referidos editais. À Fundação de Amparo à Ciência e Tecnologia do Estado de Pernambuco (FACEPE) e ao CNPq pelas bolsas de doutorado e pós-doutorado júnior ofertada. Ao IMA/AL pela embarcação concedida para a realização das campanhas de campo realizadas.

## REFERÊNCIAS

AMERICAN PUBLIC HEALTH, A. et al. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. Washington, D.C.: APHA-AWWA-WEF, 2005. ISBN 0875530478 9780875530475.

BECKER, V. **Variação da estrutura e da biomassa fitoplanctônica na lagoa Itapeva (litoral norte do Rio Grande do Sul) em função da hidrodinâmica**. 2002. 118 (Master). Instituto de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

BIERMAN, P. et al. **A review of methods for analysing spatial and temporal patterns in coastal**

**water quality.** *Ecological Indicators*, v. 11, n. 1, p. 103-114, 2011.

BLONDEAU-PATISSIER, D. et al. **A review of ocean color remote sensing methods and statistical techniques for the detection, mapping and analysis of phytoplankton blooms in coastal and open oceans.** *Progress in Oceanography*, v. 123, p. 123-144, 2014/04/01/ 2014.

BRITO JR., A. N. D.; FRAGOSO JR., C. R.; LARSON, M. **Tidal exchange in a choked coastal lagoon: A study of Mundaú Lagoon in northeastern Brazil.** Lund University 2017.

COSTA, T. L. F. et al. **Sources and Distribution of Particulate Organic Matter of a Tropical Estuarine-Lagoon System from NE Brazil as Indicated by Lipid Biomarkers.** *Aquat Geochem*, v. 17, p. 1-19, 2011.

CRESSIE, N.; WIKLE, C. K. **Statistics for Spatio-Temporal Data.** John Wiley and Sons, 2011. ISBN ISBN : 978-0-471-69274-4.

ESTEVEZ, F. D. A. **Fundamentos de Limnologia.** 2nd. Rio de Janeiro: 1998. 575.

GITELSON, A. **The peak near 700 nm on radiance spectra of algae and water - relationships of its magnitude and position with chlorophyll concentration.** *International Journal of Remote Sensing*, v. 13, n. 17, p. 3367-3373, Nov 1992.

HARAGUCHI, L. et al. **Long-term changes of the phytoplankton community and biomass in the subtropical shallow Patos Lagoon Estuary, Brazil.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 162, p. 76-87, 2015.

IBANEZ, F.; CONVERSI, A. **Prediction of missing values and detection of 'exceptional events' in a chronological planktonic series: a single algorithm.** *Ecological Modelling*, v. 154, n. 1-2, p. 9-23, 2002.

LINS, C. R.; MARTINEZ, Jean-Michel; MOTTA MARQUES, D. M. L.; CIRILO, J. A.; FRAGOSO-JR, C. R. **Assessment of Chlorophyll-a Remote Sensing Algorithms in a Productive Tropical Estuarine-Lagoon System.** *Remote Sensing*, v. 9, 2017.

LINS, C. R.; MARTINEZ, Jean-Michel; MOTTA MARQUES, D. M. L.; CIRILO, J. A.; FRAGOSO-JR, C. R. **A Multivariate Analysis Framework to Detect Key Environmental Factors Affecting Spatiotemporal Variability of Chlorophyll-a in a Tropical Productive Estuarine-Lagoon System.** *Remote Sensing*, v. 10, 2018.

MATTHEWS, M. W. **A current review of empirical procedures of remote sensing in inland and near-coastal transitional waters.** *International Journal of Remote Sensing*, v. 32, n. 21, p. 6855-6899, 2011.

MELO-MAGALHÃES, E. et al. **Determination of eutrophic areas in Mundaú/Manguaba lagoons, Alagoas-Brazil, through studies of the phytoplanktonic community.** *Brazilian Journal of Biology*, v. 69, p. 271-280, 2009.

OLIVEIRA, A. M.; KJERFVE, B. **Regular Article: Environmental Responses of a Tropical Coastal Lagoon System to Hydrological Variability: Mundaú-Manguaba, Brazil.** *Estuarine, Coastal and Shelf Science*, v. 37, p. 575-591, 1993.

REYNOLDS, C. S. **The long, the short and the stalled: on the attributes of phytoplankton selected by physical mixing in lakes and rivers.** In: DESCY, J.-P.; REYNOLDS, C. S., et al (Ed.). *Phytoplankton in Turbid Environments: Rivers and Shallow Lakes: Proceedings of the 9th Workshop of the International Association of Phytoplankton Taxonomy and Ecology (IAP) held in Mont Rigi (Belgium), 10-18 July 1993.* Dordrecht: Springer Netherlands, 1994. p.9-21. ISBN 978-94-017-2670-2.

RICHMAN, M. B. **Rotation of principal components.** *Journal of Climatology*, v. 6, n. 3, p. 293-335, 1986.

SOUZA, A. **Avaliação do efeito do assoreamento na hidrodinâmica e no tempo de residência de um Complexo Estuarino Lagunar tropical.** 2017. (Master). Centro de Tecnologia, Universidade Federal de Alagoas, Maceió, AL.

ZALOCAR DE DOMITROVIC, Y.; ASSELBORN, V. M.; CASCO, S. L. **Variaciones espaciales y temporales del fitoplancton en un lago subtropical de Argentina.** *Revista Brasileira de Biologia*, v. 58, p. 359-382, 1998.

## PROPRIEDADES FÍSICAS DE UM ARGISSOLO VERMELHO AMARELO SUBMETIDO A USOS AGRÍCOLAS DISTINTOS

### **Wallace Melo dos Santos**

Universidade Federal de Sergipe  
São Cristóvão – SE

### **Wendel de Melo Massaranduba**

Universidade Federal de Sergipe  
São Cristóvão – SE

### **Dayanara Mendonça Santos**

Universidade Federal de Sergipe  
São Cristóvão – SE

### **Thiago Herbert Santos Oliveira**

Universidade Federal de Sergipe  
São Cristóvão – SE

### **Ariovaldo Antônio Tadeu Lucas**

Universidade Federal de Sergipe  
São Cristóvão – SE

### **Marcus Aurélio Soares Cruz**

Embrapa Tabuleiros Costeiros  
Aracaju – SE

### **Maria Isidória Silva Gonzaga**

Universidade Federal de Sergipe  
São Cristóvão – SE

**RESUMO:** A curva de retenção é uma ferramenta importante para compreender a capacidade de retenção de água no solo associado a densidade e porosidade do solo. Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi estimar as propriedades físicas de um Argissolo vermelho amarelo em diferentes manejos.

A amostragem foi inteiramente casualizada com 05 (cinco) diferentes tipos de uso do solo, 01 (uma) profundidade (0,0 – 0,10 m) e 03 (três) repetições, no qual os diferentes usos consistiram em áreas de cultivo de milho, coqueiro, eucalipto, olericultura e de uma área de mata para efeito comparativo. As variáveis analisadas foram densidade do solo, macro e microporosidade, porosidade total, velocidade de infiltração básica de água no solo, condutividade hidráulica e as curvas de retenção de água no solo. Pelos resultados obtidos, apenas o solo do sob área de mata apresentou diferença significativa para todas as variáveis analisadas. Desta maneira, os sistemas de manejo alteraram a densidade e porosidade e conseqüentemente a curva de retenção de água do solo.

**PALAVRAS-CHAVE:** Potencial matricial; Infiltração de água no solo; Atributos físicos; VIB.

### PHYSICAL PROPERTIES OF A YELLOW ULTISOLS SUBMITTED TO DIFFERENT AGRICULTURAL USES

**ABSTRACT:** The retention curve is an important tool to understand soil water retention capacity associated with soil bulk density and porosity. Therefore, the objective of this work was to estimate the physical properties of a yellow Ultisol in different managements. The sampling was completely randomized with 05 (five)

different types of soil use, 01 (one) depth (0,0 - 0,10 m) and 03 (three) repetitions, in which the different uses consisted of maize, coconut, eucalyptus, orchard and a forest area for comparative effect. The variables analyzed were soil density, macro and microporosity, total porosity, water basic infiltration velocity in soil, hydraulic conductivity and soil water retention curves. Based on the results, only the soil under the forest area showed a significant difference for all variables analyzed. In this way, the management systems altered the density and porosity and consequently the water retention curve of the soil.

**KEYWORDS:** Matrix potential; Water infiltration in soil; Physical attributes; BIV.

## 1 | INTRODUÇÃO

A demanda de alimentos aumenta anualmente, pressionando o uso intensivo dos solos e da água (MERCHÁN et al., 2016), a agricultura é responsável pela segurança alimentar e pela formação de divisas, produzindo alimentos, fibras, biocombustíveis, plantas medicinais e madeira (MAZOYER & ROUDART, 2008). Os solos tropicais têm sofrido com o uso inadequado, causando uma rápida degradação desse bem, que é a base para uma agricultura competitiva, tendo relação direta com a produtividade das culturas (FREDDI et al, 2007). Para Araújo (2007), os indicadores de natureza física são os parâmetros que melhor evidenciam a qualidade dos solos e sua degradação.

Segundo Mion et al. (2012), a densidade do solo é uma das propriedades físicas que podem caracterizar o estado de compactação, sendo limitantes ao crescimento radicular

Ribeiro et al. (2007) afirmam que a distribuição dos poros dos solos condiciona seu comportamento físico-hídrico, influenciando o processo dinâmico do ar e da solução do solo. Em seu trabalho, apresenta que para diâmetros entre 0,03mm e 0,0375mm as características físicas não sofreram influencia, porém verificou-se que para macroporosidade os valores foram diretamente proporcionais a condutividade hidráulica dos solos saturados.

Para Prevedello et al. (2011), além dos parâmetros relacionados ao tipo de partícula que forma o solo, o manejo pode provocar um rearranjo nas partículas sólidas, aproximando-as e provocando aumento na densidade e conseqüente a redução do espaço poroso do solo, afetando os parâmetros físicos, inclusive o movimento da água e a retenção desta.

Tanto a densidade do solo, quanto a porosidade, são atributos de importante avaliação, por exercerem influência na velocidade de infiltração da água no solo (NETO et al, 2018).

A infiltração de água no solo é um dos melhores indicadores das condições físicas do mesmo, mostrando as condições internas do solo, através da passagem da água pelos poros, indicando perfeitas condições para o melhor desenvolvimento das raízes das plantas, potencializando o seu uso. Solos degradados apresentam, geralmente,

menos porosidade e problemas de infiltração de água, criando potencialidades para a erosão (ALVES et al, 2007; VEZZANI & MIELNICZUK, 2009; SANTI et al, 2016). No início da infiltração da água no solo o processo é comandado pelo potencial matricial, depois de iniciado o umedecimento do perfil desse solo esse potencial vai diminuindo seu efeito, e o potencial gravitacional vai aumentando seu efeito desacelerando o processo, quando os poros estão totalmente saturados a velocidade diminui a um patamar mínimo, denominado de velocidade de infiltração básica, caso ocorra uma precipitação mais intensa será convertida em escoamento superficial, sendo esse um parâmetro muito importante para projetos de irrigação e manejo do solo (LIBARD, 1995)

A curva de retenção é descrita como importante ferramenta para entender as relações água-solo, permitindo caracterizar as propriedades hidráulicas do solo (LUCAS et al, 2011; SILVA et al. 2006).

Massad (2018) apresenta que a curva de retenção de água no solo pode servir de ferramenta para determinar a capacidade de campo, ponto de murcha e a água disponível para as plantas. Pois ela representa a energia com que a água está adsorvida nas partículas do solo e/ou retida em seus poros (MELO FILHO; SACRAMENTO & CONCEIÇÃO, 2015)

A capacidade de retenção de água no solo está associada também a estrutura deste, principalmente em baixa tensão, pela presença de macroporos ou poros entre os agregados, tanto em seu tamanho e sua distribuição, quanto pela capilaridade do solo, já em pressões maiores, a textura e superfície específica influenciam de maneira mais significativas (TAVARES; FELICIANO; VAZ, 2007).

Sendo assim, o objetivo deste trabalho foi avaliar as propriedades físicas do solo e estimar a velocidade de infiltração da água no solo a retenção de água em um Argissolo Vermelho-Amarelo sob diferentes manejos.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODOS

O estudo foi desenvolvido na Fazenda Experimental “Campus Rural” da Universidade Federal de Sergipe, localizada no município de São Cristóvão/SE (10° 55’ 28,62” S, 37° 11’ 57,77” O). O “Campus Rural” está inserido na Bacia Hidrográfica do Rio Sergipe, mais especificamente na Sub-Bacia do Rio Poxim-Açu (Fig. 1). O clima é classificado como “As” de acordo com a classificação de Köppen, ou seja, clima tropical com estação seca no verão, a temperatura média é de 25,2 °C e a pluviosidade de 1331 mm anuais. O solo da região é classificado como ARGISSOLO Vermelho Amarelo e o relevo é plano a suave ondulado.

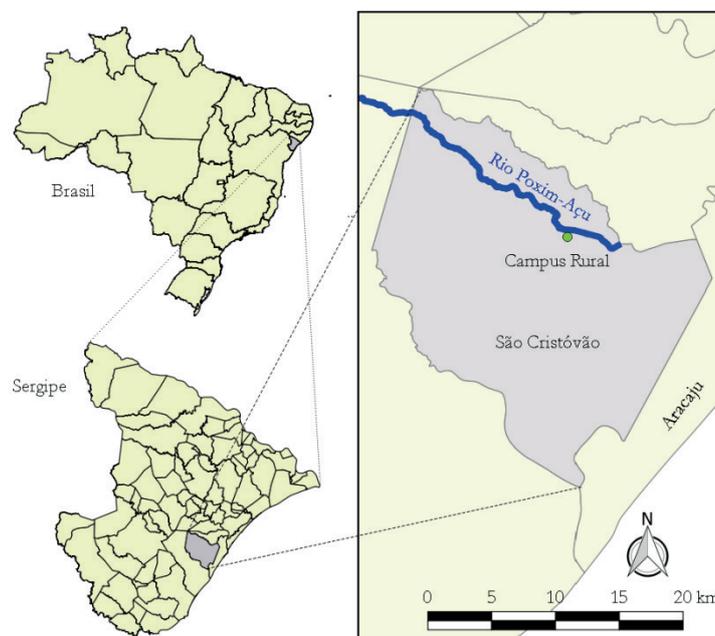


Figura 1: Mapa de Situação do "Campus Rural"

Fonte: SERGIPE, 2013

As amostras indeformadas foram coletadas no dia 21/05/2018, em delineamento inteiramente casualizado, através da coleta de cilindros volumétricos (42,47 cm<sup>3</sup> de volume) de PVC com o auxílio do trado de Uhland, conforme metodologia sugerida pela Embrapa (2011). Foi coletado solo em 05 (cinco) diferentes tipos de uso do solo, 01 (uma) profundidade (0,0 – 0,10 m) e 03 (três) repetições. Os cinco diferentes tipos de uso do solo selecionados foram os seguintes: Milho, Coqueiro, Eucalipto, Olericultura e Mata.

Para a obtenção dos dados de velocidade de infiltração de água no solo e da condutividade hidráulica da superfície até a profundidade na qual foram instalados foi utilizado o método de anéis duplos concêntricos. O teste é caracterizado por anéis duplos concêntricos cravados no solo, onde o anel de maior apresenta 50 centímetros de diâmetro e o menor 25 centímetros de diâmetro, estes possuem 40 centímetros de altura e foram instalados a 20 centímetros de profundidade.

A altura da água foi medida com uma régua nos anéis internos, em tempos (min.) pré-determinados: 2, 2, 5, 5, 10, 10, 20, 20, 30, 30, 30. O teste foi realizado até a taxa de infiltração básica, ou seja, até que a variação das leituras fique constante no tempo, indicando que o solo está saturado.

Foi utilizado o software VIBK, construído no software Matlab, desenvolvido por (SANTOS et al., 2015), sendo que os dados usados para entrada no programa foram: variação do tempo (em minutos), lâmina infiltrada (em milímetros), e a profundidade (em milímetros) na qual foram instalados os anéis, como dados de saída obtivemos condutividade hidráulica (K<sub>0</sub>) em metros por dia, e as VIBs em milímetros por hora.

A equação do software VIBK para estimar a condutividade hidráulica é:

$$K_o = \frac{l}{\Delta t} \ln\left(\frac{h_o}{h_f}\right)$$

Onde:

$l$  - Profundidade em que os discos foram instalados;

$\Delta t$  - Intervalos entre leituras;

$h_o$  - Altura de água no início do intervalo;

$h_f$  - Altura de água no final do intervalo

As áreas de Milho, Coqueiro e Eucalipto são utilizadas para experimentos com essas culturas há cerca de 10 anos. Sendo que, a área de milho é desenvolvida no sistema de plantio direto e no momento da coleta a cultura estava na entressafra. Na área de olericultura são desenvolvidos experimentos com hortaliças, porém, encontrava-se em pousio no dia da coleta das amostras. E a região de mata constituiu-se de uma floresta estacional ao lado da sede da fazenda experimental, que foi utilizada para efeito comparativo com um local pouco antropizado.

No Laboratório de Água e Solo da Universidade Federal de Sergipe, em São Cristóvão/SE, as amostras indeformadas coletadas foram saturadas com água destilada por 24 horas. Após esse período, as mesmas foram pesadas, para determinação do conteúdo de água no ponto de saturação, e submetidas a diferentes tensões (1, 4, 6, 33, 100, 500 kPa). Para mensurar o conteúdo de água nas tensões de 1 a 6 kPa, foi utilizado a mesa de tensão. Já para as tensões de 33 a 500 kPa, as amostras foram colocadas na Câmara de Richards com placas porosas. As amostras permaneciam nas tensões predefinidas até atingirem o ponto de equilíbrio, ou seja, quando cessava o escoamento. Ao término de cada tensão, as amostras eram pesadas e após a tensão de 500 kPa as mesmas foram levadas para estufa de secagem a 105°C por 48 horas.

Para determinação da Densidade do Solo ( $D_s$ ), foi utilizado o método do anel volumétrico, aplicando a relação entre a massa do solo seco a 105°C e o volume do cilindro, conforme Embrapa (2011).

A Porosidade Total ( $P_t$ ) foi obtida pela diferença entre a massa do solo saturado e a massa do solo seco a 105°C (EMBRAPA, 2011). A Microporosidade ( $M_i$ ) foi determinada pela diferença entre a massa do solo após a tensão de 06 kPa, obtida na mesa de tensão, e a massa do solo seco a 105°C (EMBRAPA, 2011). E a macroporosidade ( $M_a$ ) pela diferença entre a Porosidade Total e a Microporosidade.

As variáveis acima citadas foram submetidas à Análise de Variância (ANOVA) e comparadas pelo Teste de Tukey com nível de significância de 5% ( $p < 0,05$ )

Para obtenção das Curvas de Retenção de Água, foi aplicado o modelo de van Genuchten (VAN GENUCHTEN, 1980). O software utilizado no ajuste do modelo de van Genuchten foi o SWRC, versão 2.0 (DOURADO-NETO et al., 2000). Os parâmetros do modelo de van Genuchten (1980) foram estimados minimizando a soma dos quadrados dos desvios dos valores dos conteúdos de água retidos nas

amostras, pelo método iterativo de Newton-Raphson, considerando a dependência entre os parâmetros  $m$  e  $n$  (MUALEM, 1976).

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Figura 2 relaciona os resultados das análises de Densidade do Solo (Ds), Macro (Ma) e Microporosidade (Mi) e Porosidade Total (Pt).

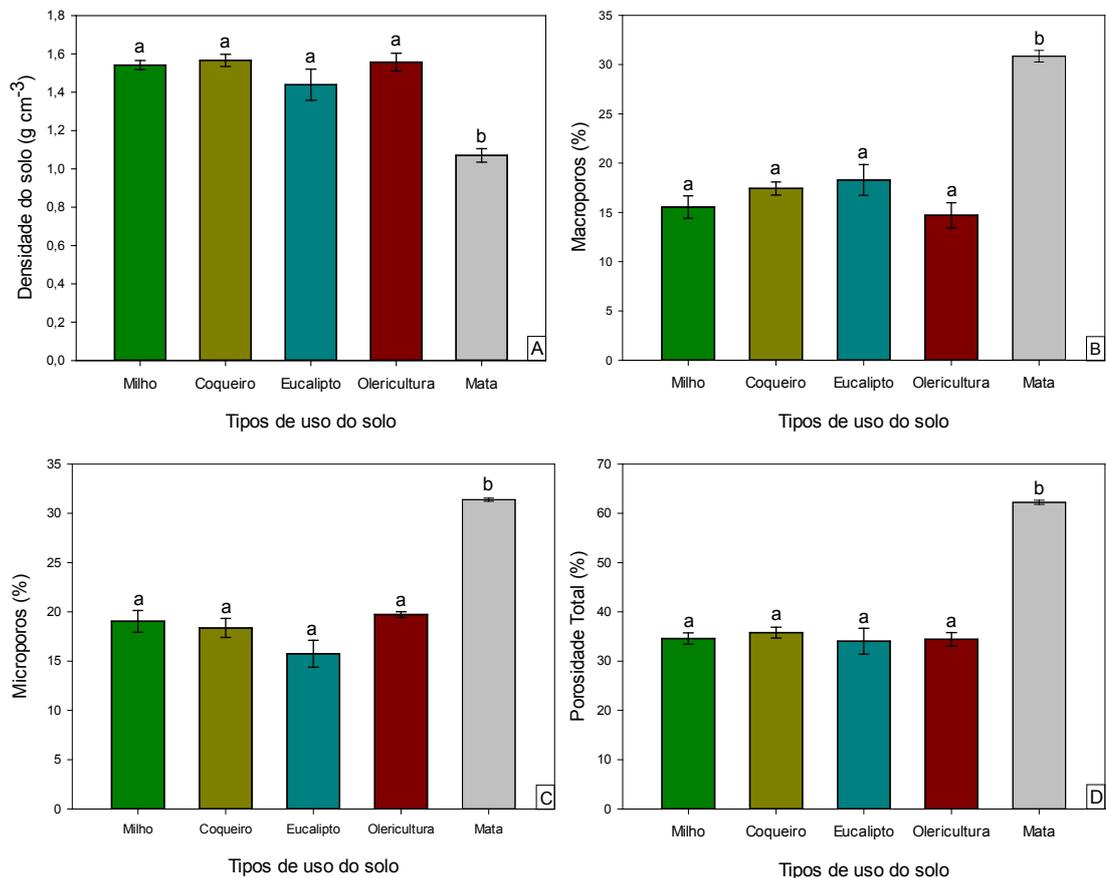


Figura 2: Densidade do Solo (A), Macroporosidade (B), Microporosidade (C) e Porosidade Total (D) nos diferentes tipos de uso do solo

Médias seguidas pelas mesmas letras, nas colunas, não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey ( $p < 0,05$ )

Em relação às variáveis analisadas, o solo sob Mata foi o único que obteve diferenças significativas em relação aos demais para todas as variáveis analisadas. Tal comportamento dar-se em razão do solo de Mata propiciar um aporte contínuo de matéria orgânica e de não ocorrer um manejo constante do mesmo. Conforme relatado por Silva et al. (2015), que ao comparar áreas com cultivo orgânico, cultivo convencional e mata nativa em um ARGISSOLO Vermelho Amarelo, verificaram valores superiores de densidade do solo em solos com uso mais antrópico em razão da sua maior compactação pelo tráfego de máquinas e implementos agrícolas. Como a densidade do solo está intrinsecamente relacionada com a porosidade, há uma relação inversamente proporcional entre esses parâmetros (CHAVES et al, 2012).

Silva, Benevenuto e Melo (2017), apresentaram resultados similares ao comparar

áreas manejadas com milho, eucalipto, café e mata, sendo que para densidade, macroporosidade e porosidade total a mata foi o único que apresentou diferença. No trabalho de Suzuki et al (2012), os diferentes usos influenciaram distintamente as características físicas do solo, pois o tráfego de máquinas e pisoteio animal afetaram negativamente a estrutura do solo.

A Tabela 1 apresenta a relação entre a relação entre os tipos de usos de solo e a velocidade de infiltração básica (VIB) e a condutividade hidráulica (K0).

Tipo de uso	VIB (mm h <sup>-1</sup> )	K0 (m dia <sup>-1</sup> )
Mata	154,00 a	1,239 a
Eucalipto	120,67 b	1,202 b
Milho	10,00 c	1,112 c
Coqueiro	4,00 c	1,108 c
Olericultura	3,00 c	1,107 c

Tabela 1: Velocidade de infiltração básica (VIB), condutividade hidráulica (K0)

Médias seguidas pelas mesmas letras, nas colunas, não diferem estatisticamente pelo Teste de Tukey ( $p < 0,05$ ).

É possível verificar que a Mata apresenta dados de velocidade de infiltração de água no solo e, conseqüentemente, de condutividade hidráulica superiores aos demais usos. Isso ocorre em razão dos poros formados por raízes, agregados de solo estáveis e ausência de ações antrópicas. Situação semelhante foi verificada no estudo de Araújo et al. (2007), que analisando as qualidades químicas e físicas de uma área de cerrado nativo, fazendo a comparação de pastagem nativa, florestamento de pinus, pastagem plantada e cultivo convencional, observou uma diminuição da qualidade dos atributos nessa ordem. Segundo o autor, culturas que apresentam maior intensificação de tratos culturais oferecem diminuição da qualidade dos solos, de ordem biológica, química e física, em decorrência do uso de máquinas pesadas, que compactam o solo, principalmente em áreas com alto teor de argilas.

Sobrinho et al. (2003), ao estudar o cultivo do milho sob plantio direto e convencional, correlacionados com pousio e culturas sucessoras do tipo: plantio direto com sucessão de soja-aveia, plantio convencional com sucessão de soja-pousio e plantio direto com sucessão de soja e pousio, obteve como resultado, respectivamente: 45, 14 e 23 mm h<sup>-1</sup>, enquanto os dados observados no presente estudo tiveram como média 10 mm h<sup>-1</sup> em cultivo de milho em plantio direto, deste modo os valores foram todos superiores dos valores encontrados. O autor explica que a quantidade de matéria orgânica, os tratos culturais de implantação e o sistema radicular das plantas de sucessão são os principais indícios dessas velocidades, enquanto que no presente experimento desenvolvido, não havia plantas sucessoras, podendo ser o fato de apresentarem valores distintos.

Dentre os usos de solo estudados, a Olericultura é o que apresenta a maior intensificação do uso e as culturas que são implantadas nessa área necessitam de

um solo com alta porosidade superficial, em decorrência de possuir raízes sensíveis e pouco profundas, além de não resistir a impedimentos físicos. Contudo os intensos tratos culturais desestruturam o solo, causando selagem superficial e sub-superficial (FILGUEIRA, 2008).

Os dados relacionados com a curva de retenção de água no solo estão presentes na Figura 3. Nela é possível perceber que as curvas corroboram com os dados de densidade, porosidade e infiltração, no qual há uma separação nítida do solo ocupado por Mata dos demais com culturas comerciais, apresentando maior retenção de água em todos os potenciais matriciais.

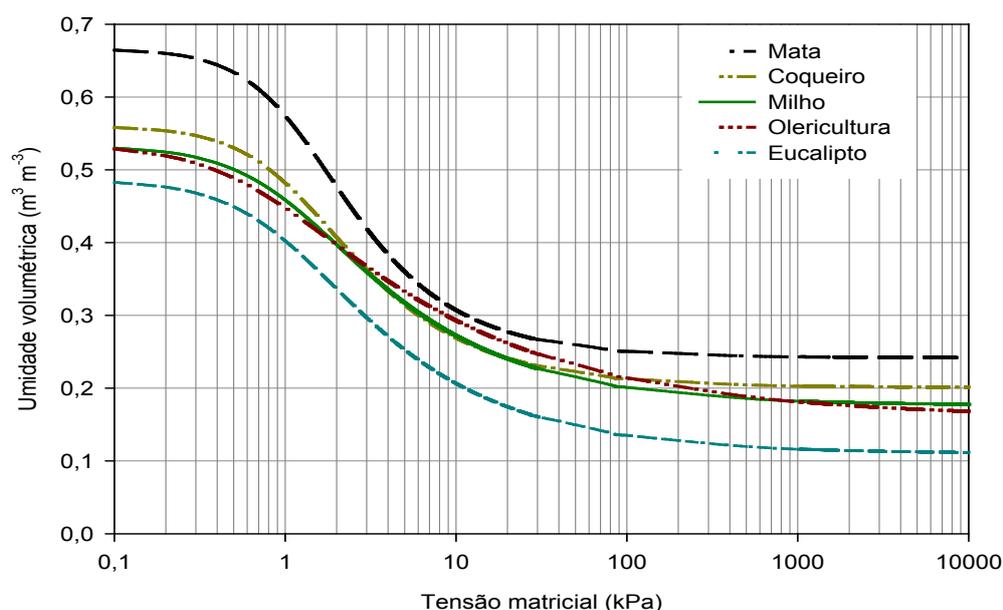


Figura 3: Curva de retenção de água no solo dos diferentes tipos de usos do solo

Conforme evidenciado por Oliveira et al. (2015), sistemas mais intensificados de uso do solo proporcionam aumento nos valores de densidade do solo, o que acarreta em menor retenção de água nos potenciais matriciais mais baixos com a compactação desse solo em decorrência de seu uso mais intensivo.

Percebe-se uma inflexão das curvas que ocasiona uma grande perda de água com o aumento das tensões, sendo influenciada pela quantidade de macroporos, que favorecem o escoamento da água. No solo com Olericultura percebe-se que a inflexão não é tão pronunciada, quanto nos outros usos, resultante da diminuição dos macroporos, podendo estar relacionado com a compactação desse solo.

Em todos os tipos de uso a água disponível, considerada como o volume entre a capacidade de campo (10 kPa) e o ponto de murcha permanente (1500 kPa) variou de 0,065 m³ m⁻³ (Mata) a 0,115 m³ m⁻³ (Olericultura), sendo esses valores abaixo do intervalo ideal de armazenamento. De acordo com REYNOLDS et al. (2002), os valores ideais de água disponível seriam entre 0,15 e 0,20 m³ m⁻³. No trabalho de Bortolini et al. (2016), a água disponível também ficou abaixo do intervalo estabelecido

por REYNOLDS et al. (2002) em áreas com e sem pastejo.

No entanto, Portugal et al. (2007), trabalhando em um Argissolo Vermelho-Amarelo distrófico latossólico, verificou que a água disponível foi maior em solos sob pastagem e laranja em comparação ao solo com mata. Os autores atribuíram esse comportamento ao maior teor de argila e de matéria orgânica na pastagem e no laranjal, mas também à maior compactação do solo nesses sistemas, que acarreta numa diminuição dos macroporos e acréscimo dos microporos, com dimensões e geometria que favorecem a retenção de água por capilaridade.

#### 4 | CONCLUSÕES

Os sistemas de usos agrícolas do solo alteraram as propriedades físicas do solo, reduzindo a porosidade e aumentando a densidade do solo.

As alterações na densidade e na porosidade proporcionam diferenças na velocidade de infiltração da água, condutividade hidráulica e nas curvas de retenção de água no solo.

Embora existam diferenças na retenção de água no solo, a sua disponibilidade está abaixo do ideal em todos os tipos de uso.

#### REFERÊNCIAS

ALVES, M. C.; SUZUKI, L. G. A. S.; SUZUKI, L. E. A. S. **Densidade do solo e infiltração de água como indicadores da qualidade física de um Latossolo Vermelho distrófico em recuperação.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, p. 617-625, 2007.

ARAÚJO, R.; GOEDERT, W. J.; LACERDA, M. P. C. **Qualidade de um solo sob diferentes usos e sob cerrado nativo.** Revista Brasileira de Ciência do solo, v. 31, n. 5, 2007.

BORTOLINI, D.; ALBUQUERQUE, J. A. A.; RECHA, C.; MAFRA, A. L.; FILHO, H. M. N. R.; PÉRTILE, P. **Propriedades físicas do solo em sistema de integração lavoura-pecuária em Cambissolo Húmico.** Revista de Ciências Agroveterinárias, v.15, n.1, p.60-67, 2016.

CHAVES, A. A. A.; LACERDA, M. P. C.; GOEDERT, W. J.; RAMOS, M. L. G.; KATO, E. **Indicadores de qualidade de Latossolo Vermelho sob diferentes usos.** Pesquisa Agropecuária Tropical, v. 42, n. 4, p. 446-454, 2012.

DOURADO-NETO, D.; NIELSEN, D. R.; HOPMANS, J. W.; REICHARDT, K.; BACCHI, O. O. S.; LOPES, P. P. **Software to model soil water retention curves (SWRC, version 2.00).** Scientia Agricola, vol. 57, n. 1, p. 191-192, 2000.

EMBRAPA - Empresa Brasileira De Pesquisa Agropecuária. Centro Nacional de Pesquisa de Solos. **Manual de métodos de análise de solo.** 2. ed. revista. Rio de Janeiro, 2011. 225 p.

FILGUEIRA, F. A. R. **Novo manual de olericultura: agrotecnologia moderna na produção e comercialização de hortaliças.** Viçosa, MG: Editora UFV, 2008.

FREDDI, O. D. S.; CENTURION, J. F.; BEUTLER, A. N.; ARATANI, R. G.; LEONEL, C. L.

**Compactação do solo no crescimento radicular e produtividade da cultura do milho.** Revista Brasileira de Ciência do Solo, p. 627-636, 2007.

LIBARDI, P. L. **Dinâmica da água no solo.** 1.ed. Piracicaba, 1995. 497 p.

LUCAS, J. F. R.; TAVARES, M. H. F.; CARDOSO, D. L.; CÁSSARO, F. A. M. **Curva de retenção de água no solo pelo método do papel-filtro.** Revista Brasileira de Ciências do Solo, v. 35, n. 6, p.1957-1973, 2011.

MASSAD, H. A. B. **Curva de retenção de água do solo em cerrado no norte do pantanal mato-grossense no período seco,** 2018, 57 p, Dissertação (Mestrado em Física Ambiental) - Universidade Federal de Mato Grosso, Cuiabá-MT, 2018. Disponível em: <<http://www.pgfa.ufmt.br/index.php/br/utilidades/dissertacoes?limit=5&direction=desc&sort=hits&limitstart=165>>. Acesso em 28 jun 2018.

MAZOYER, M.; ROUDART, L. **História das agriculturas no mundo. Do Neolítico à crise contemporânea.** São Paulo, Editora UNESP, p. 567, 2008.

MELO FILHO, J. F.; SACRAMENTO, J. A. A. S. do; CONCEICAO, B. P. S.. **Curva de retenção de água elaborada pelo método do psicrômetro para uso na determinação do índice "S" de qualidade física do solo.** Revista Engenharia Agrícola, v. 35, n. 5, p. 959-966, 2015.

MERCHÁN, D.; CASALÍ, J.; DE LERSUNDI, J. D. V.; CAMPOS-BESCÓS, M. A., GIMÉNEZG, R.; PRECIADO, B.; LAFARGAL, A. **Runoff, nutrients, sediment and salt yields in an irrigated watershed in southern Navarre (Spain).** Agricultural Water Management, v. 195, p. 120-132, 2018.

MION, R. L.; NASCIMENTO, E. M. S.; SALES, F. A. L.; SILVA, S. F.; DUARTE, J. M. L.; SOUZA, B. M. **Variabilidade espacial da porosidade total, umidade e resistência do solo à penetração de um Argissolo amarelo.** Semina: Ciências Agrárias, v. 33, n. 6, p. 2057-2066, 2012.

MUALEM, Y. **A new model for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated porous media.** Water Resources Research, v. 12, n. 3, p. 513-522, 1976.

NETO, F. V. C.; PEREIRA, M. G.; LELES, P. S. S.; ABEL, E. L. S. **Atributos químicos e físicos do solo em áreas sob diferentes coberturas florestais e pastagem em Além Paraíba – MG.** Ciência Florestal, v. 28, n. 1, p. 13-24, 2018.

OLIVEIRA, G. G.; OLIVEIRA, G. C.; SILVA, E. A.; CARDUCCI, C. E.; BARBOSA, S. M.; SILVA, B. M. **Indicadores de qualidade física para Argissolos sob pastagens nas regiões leste e sul de Minas Gerais.** Revista Ciências Agrárias, v. 58, n. 4, p. 388-395, 2015.

PORTUGAL, A. F.; COSTA, O. V.; COSTA, L. M.; SANTOS, B. C. M. **Características químicas e físicas de um argissolo submetido a diferentes usos agrícolas,** Revista Ceres, v. 54, n. 315, p. 412-421, 2007.

PREVEDELLO, J.; KAISER, D. R.; VOGELMANN, E. S.; FONTANELA, E.; REINERT, D. J.; REICHERT J. M.; DETTMER, M. S. **Permeabilidade do solo influenciada pelos diferentes tamanhos de poros em argissolo sob campo nativo e eucalipto.** In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 33, 2011, Uberlândia, MG. Anais... Disponível em: <[http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.ques.com.br/downloads/Producao\\_Resumos/XXXIII\\_9.pdf](http://www.fisicadosolo.ccr.ufsm.ques.com.br/downloads/Producao_Resumos/XXXIII_9.pdf)>. Acesso em: 28 jun. 2018.

REYNOLDS, W. D.; BOWMAN, B. T.; DRURY, C. F.; TAN, C. S.; LU, X. **Indicators of good soil physical quality: density and storage parameters.** Geoderma, v. 110, p. 131-146, 2002.

RIBEIRO, K. D.; MENEZES, S. M.; MESQUITA, M. G. B. F.; SAMPAIO, F. M. T. **Propriedades físicas do solo, influenciadas pela distribuição de poros, de seis classes de solos da região de Lavras-MG.** Ciência e Agrotecnologia, v. 31, n. 4, p.1167-1175, 2007.

SANTI, A. L.; DAMIAN, J. U. M.; CHERUBIN, M. I. R.; AMADO, T. J. C.; EITELWEIN, M. T.; VIAN, A. E. L.; HERRERA, W. F. B. **Soil physical and hydraulic changes in different yielding zones under no-tillage in Brazil**. African Journal of Agricultural Research, v. 11, n. 15, p. 1326-1335, 2016.

SANTOS, I. L. N.; GOMES FILHO, R. R.; SANTOS, K. V.; MASSARANDUBA, W. M.; CARVALHO, C. M. **Software vibk for estimated infiltration rate and water hydraulic conductivity in soil**. In: III Inovagri internacional meeting, Fortaleza. Inovagri, 2015.

SERGIPE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos - SEMARH. **Atlas Digital sobre Recursos Hídricos**. Aracaju: 2013. 1 DVD.

SILVA, É. A.; BENEVENUTE, P. A. N.; MELO, L. B. B. **Qualidade física de um Latossolo estimada por estudos das curvas de retenção de água, indicadores de fácil determinação e “Índice S”**. Tecnologia e Ciência Agropecuária, v. 11, n. 4, p.49-54, 2017.

SILVA, E. M.; LIMA, J. E. F. W.; AZEVEDO, J. A.; RODRIGUES, L. N.. **Valores de tensão na determinação da curva de retenção de água de solos do Cerrado**. Pesquisa Agropecuária Brasileira, v. 41, n. 2, p.323-330, 2006.

SILVA, G. F.; SANTOS, D.; SILVA, A. P.; SOUZA, J. M. **Indicadores de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso na mesorregião do agreste paraibano**. Revista Caatinga, v. 28, n. 3, p. 25 – 35, 2015.

SOBRINHO, T. A., VITORINO, A. C.; SOUZA, L. C. D.; GONÇALVES, M. C.; CARVALHO, D. F. D. **Infiltração de água no solo em sistemas de plantio direto e convencional**. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, v. 7, n. 2, p. 191-196, 2003.

SUZUKI, L. E. A. S.; LIMA, C. L. R.; RENERT, D. J.; REINERT, J. M.; PILLON, C. N. **Condição estrutural de um argissolo no Rio Grande do Sul, em floresta nativa, em pastagem cultivada e em povoamento com eucalipto**. Ciência Florestal, v. 22, n. 4, p. 833-843, 2012.

TAVARES, M. H. F.; FELICIANO, J. J. S.; VAZ, C. M. P. **Análise comparativa de métodos para determinação da curva de retenção de água em solos**. In: Congresso Brasileiro de Ciência do Solo, 31, 2007, Gramado, RS. Anais... Disponível em: <<https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/89475/1/Proci-07.00052.pdf>>. Acesso em: 28 jun. 2018.

VAN GENUCHTEN, M. Th. **Closed-form equation for predicting the hydraulic conductivity of unsaturated soils**. Soil Science Society of America Journal, v. 44, n. 5, p. 892-898, 1980.

VEZZANI, F. M.; MIELNICZUK, J. **Uma visão sobre qualidade do solo**. Revista brasileira de ciência do solo. Viçosa. Vol. 33, n. 4, p. 743-755, 2009.

## SÍNTESE, CARACTERIZAÇÃO E ESTUDO DAS PROPRIEDADES FOTOCATALÍTICAS DE MICROCRISTAIS DE $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$ PARA DEGRADAÇÃO DE POLUENTES ORGÂNICOS

### **Giancarlo da Silva Sousa**

Centro Universitário Santo Agostinho-UNIFSA,  
Teresina - PI.

Departamento de Química, Universidade Federal do Piauí-UFPI, Campus Ministro Petrônio Portela,  
Teresina - PI

### **Francisco Xavier Nobre**

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Amazonas-IFAM, Campus Coari,  
Coari – AM

### **Edgar Alves Araújo Júnior**

Universidade Federal do Piauí-UFPI, Laboratório Interdisciplinar de Materiais Avançados-LIMAV,  
Teresina - PI

### **Marcel Leiner de Sá**

Universidade Federal do Piauí-UFPI, Programa de Pós-Graduação em Ciências e Engenharia de Materiais, Centro de Tecnologia, Teresina - PI

### **Jairo dos Santos Trindade**

Universidade Federal do Piauí-UFPI, Programa de Pós-Graduação em Ciências e Engenharia de Materiais, Centro de Tecnologia, Teresina - PI

### **Maria Rita de Moraes Chaves Santos**

Departamento de Química, Universidade Federal do Piauí-UFPI, Campus Ministro Petrônio Portela,  
Teresina - PI

### **José Milton Elias de Matos**

Departamento de Química, Universidade Federal do Piauí-UFPI, Campus Ministro Petrônio Portela,  
Teresina – PI

**RESUMO:** Neste trabalho, microcristais de molibdato de prata ( $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$ ) foram obtidos com sucesso pelo método hidrotérmico e utilizado na degradação fotocatalítica de poluentes orgânicos. Os microcristais de ( $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$ ) sintetizados foram caracterizados por diferentes técnicas físico-químicas, a fim de estudar aspectos estruturais, morfológicos e propriedades ópticas. As propriedades fotocatalíticas dos microcristais foram avaliadas pela degradação dos corantes azul de metileno (AMe) e alaranjado de metila (AM). Os padrões de DRX e micro-Raman indicam que os microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  têm estrutura cúbica do tipo espinélio e grupo espacial ( $Fdm$ ). As imagens de MEV revelaram que os microcristais possuem forma de batatas. O valor de *band gap* ( $E_{gap}$ ) para os microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  foi de (3,35 eV), relevando um  $E_{gap}$  óptico indireto. As propriedades fotocatalíticas mostraram serem dependentes da característica do corante e dos parâmetros empregados (concentração e massa do fotocatalisador). Os resultados mostraram que a taxa de degradação do corante AMe aumentou com o aumento da massa do fotocatalisador e diminuiu com o aumento da concentração de corante. Por outro lado, a taxa de degradação do corante AM diminuiu tanto com o aumento da massa quanto da concentração de corante. O fotocatalisador proposto degrada de forma eficiente corantes

têxteis; assim, este fotocatalisador é ambientalmente correto e pode ser aplicado ao tratamento de águas residuais contaminadas com corantes sintéticos.

**PALAVRAS-CHAVE:**  $\beta$ -Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub>, *band gap*, forma de batata, fotodegradação.

## SYNTHESIS, CHARACTERIZATION AND STUDY OF PHOTOCATALITIC PROPERTIES OF $\beta$ -AG<sub>2</sub>MOO<sub>4</sub> MICROCRYSTALS FOR DEGRADATION OF ORGANIC POLLUTANTS

**ABSTRACT:** In this work, silver molybdate ( $\beta$ -Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub>) microcrystals were successfully obtained by the hydrothermal method and used in the photocatalytic degradation of organic pollutants. The microcrystals of ( $\beta$ -Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub>) synthesized were characterized by different physicochemical techniques in order to study structural, morphological and optical properties. The photocatalytic properties of the microcrystals were evaluated by the degradation of the methylene blue and orange methyl dyes. The XRD and micro-Raman patterns indicate that  $\beta$  Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> microcrystals have a spinel-like cubic structure and space group (*Fdm*). SEM images revealed that microcrystals are shaped like potatoes. The band gap studied showed that the  $E_{\text{gap}}$  value for the microcrystals of  $\beta$ -Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> was (3.35 eV), revealing an indirect optical band gap. The photocatalytic properties showed to be dependent on the characteristic of the dye and the parameters used (concentration and mass of the photocatalyst). The results showed that the degradation rate of the methylene blue dye increased with the increase of the mass of the photocatalyst and decreased with increasing concentration. On the other hand, the degradation rate of methyl orange dye decreased both with increasing mass and concentration. The proposed photocatalyst can efficiently degrade textile dyes; thus, this photocatalyst is environmentally correct and can be applied to the treatment of waste water contaminated with synthetic dyes.

**KEYWORDS:**  $\beta$ -Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub>, *band gap*, potato like, photodegradation.

## 1 | INTRODUÇÃO

O rápido desenvolvimento de várias indústrias durante as últimas décadas, especificamente a indústria química, petroquímica, têxtil, dentre outras consome grande quantidade de água doce nas operações de processamento [KUMARESAN et al.; 2018, TAOURATI, KHADDOR, KASMI, 2019]. Contudo, descartam nas águas residuais contendo contaminantes orgânicos como pesticidas, herbicidas e corantes que poluem a água limpa [KUMARESAN et al.; 2018 1]. Os corantes têxteis comumente usados pela indústria são tóxicos e carcinogênicos que afetam os lençóis freáticos e causam graves problemas de saúde [KUMARESAN et al.; 2018, ABDELSAMADA et al.; 2018].

Várias técnicas eficazes e econômicas para tratar contaminantes de águas residuais contendo corantes têm sido objeto de estudo. Algumas técnicas são usadas para o tratamento na degradação de corante como adsorção [YAGUB et al.; 2104], biodgradação [KUPPUSAMY et al.; 2017], oxidação química [SINGH et

al.; 2016] e os processos oxidativos avançados [LI et al.; 2007] têm sido usadas no tratamento de águas residuais. Esses processos tradicionais de tratamento são ineficazes, não-destrutível e geram poluentes secundários. Entre essas técnicas, a degradação fotocatalítica de poluentes orgânicos sob radiação ultravioleta tem chamado maior atenção para a remoção de poluentes [TRIPATHY et al.; 2016]. O processo de degradação fotocatalítica de poluentes orgânicos em solução aquosa ocorre via reação de fotogeração de pares elétrons-buraco ( $e^-/h^+$ ) com oxigênio, água e íons hidroxilas dissolvidas para formar espécies de radicais altamente reativos, como radicais hidroxilas [TAOURATI et al.; 2019]. Esses radicais podem reagir com moléculas orgânicas e serem convertidas em  $CO_2$  e  $H_2O$  [SONKUSARE et al.; 2018]. Para garantir um tratamento adequado e de alta eficiência, a aplicação de um fotocatalisador é interessante [SANTHOSH et al.; 2016]. O molibdato de prata ( $Ag_2MoO_4$ ) é um semicondutor e tem sido potencialmente utilizado em face às suas propriedades em várias aplicações, incluindo, material antibacteriano [TANG et al.; 2013], cerâmico [ZHOU et al.; 2014] e com boa atividade fotocatalítica [FENG et al.; 2014].  $Ag_2MoO_4$  existe em duas formas cristalográficas: uma na forma alfa tetragonal metaestável (obtida entre pH 5 e 6) [WANG et al.; 2017], que é transformada irreversivelmente em  $\beta-Ag_2MoO_4$ , acima de 280 °C, com uma estrutura cúbica tipo espinélio [CUNHA et al.; 2105].

No presente trabalho, reportamos a síntese de microcristais de molibdato de prata ( $Ag_2MoO_4$ ) pelo método hidrotérmico convencional a 100 °C durante 2h e caracterizada por diferentes técnicas analíticas e espectroscópicas. Além disso, a atividade fotocatalítica para degradação dos corantes azul de metileno e alaranjado de metila também foi investigada, monitorando a taxa de eficiência sob luz UV.

## 2 | PROCEDIMENTO EXPERIMENTAL

### 2.1 Síntese dos microcristais de $\beta-Ag_2MoO_4$

Todos os reagentes químicos utilizados foram de grau analítico e sem nenhuma purificação adicional. Em um típico experimento, pós de molibdato de prata ( $Ag_2MoO_4$ ) na fase cúbica foram sintetizados pela mistura de 45 mL (2 mmol de nitrato de prata ( $AgNO_3$ , 99,9%, Sigma-Aldrich) em 45 mL (1 mmol de molibdato de sódio dihidratado ( $Na_2MoO_4 \cdot 2H_2O$ ; 99,9%, Sigma-Aldrich) e mantido em agitação magnética durante 10 minutos. Posteriormente a mistura foi transferida para um autoclave revestido com teflon, de capacidade de 110 mL, e mantido a 100 °C durante 2 horas. A solução final foi filtrada, o pó foi recolhido e lavado várias vezes com água deionizada e etanol, e seco a 80 °C durante 8 horas.

### 2.2 Caracterizações

Os microcristais de  $\beta-Ag_2MoO_4$  foram caracterizados estruturalmente por

difração de raios X (DRX) usando um difratômetro LabX XRD-6000 (Shimadzu®, Japan), com radiação Cu-K $\alpha$  radiation ( = 0,15406 nm) na faixa de  $2\theta$  de varredura entre 10° a 80° com velocidade de 2°/min. O espectro de micro-Raman foi registrado usando o espectrômetro SENTERRA (Bruker®, Germany) equipado com laser de He-Ne ( = 532 nm) e CCD operando entre 50 cm<sup>-1</sup> a 1000 cm<sup>-1</sup>. A potência do raio laser na amostra foi mantida em 0,2 mW, com resolução de 4 cm<sup>-1</sup>. Os espectros de UV-vis por reflectância difusa foram coletados usando um espectrofotômetro da marca Shimadzu, modelo UV-2600, utilizando o modo de reflectância difusa, acoplado a uma esfera integradora e tendo o sulfato de bário (BaSO<sub>4</sub>; 99,9%, Sigma-Aldrich) como branco, ou seja, padrão interno. Os aspectos morfológicos dos microcristais foram verificados com MEV-EC usando um microscópio Quanta FEG 250 (FEI® Company, Netherlands), operando a 15 kV.

### 2.3 Atividade fotocatalítica do Alaranjado de metila e Azul de metileno

A eficiência fotocatalítica dos microcristais de Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> sintetizados foi avaliada pela fotodegradação dos corantes azul de metileno e alaranjado de metila sob irradiação de luz ultravioleta. Para uma sequência de experimentos foram utilizados, 50 mL de soluções dos corantes azul de metileno e alaranjado de metila com diferentes concentrações iniciais (2, 5 e 7,5 ppm), diferentes massas de catalisador (25, 50 e 75 mg). Antes da reação de fotodegradação fotocatalítica, as soluções dos corantes e do fotocatalisador foram mantidas no escuro em agitação durante 10 minutos para atingir o equilíbrio de adsorção e dessorção. Na sequência, a solução foi transferida para um recipiente de capacidade 100 mL e continuamente irradiada por seis lâmpadas de UV (TUV Osram, 15 W, com intensidade máxima = 254 nm). Em cada intervalo de tempo pré-determinado, quantidades iguais de soluções dos corantes foram retiradas do recipiente da reação e filtradas para separar o fotocatalisador da mistura de reação. A reação de degradação foi monitorada usando espectrofotômetro Uv-vis.

## 3 | RESULTADOS E DISCUSSÕES

A estrutura cristalina e a qualidade dos microcristais de Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> sintetizados a 100 °C durante 2h foram investigados por análise de DRX como mostrado na Figura 1.

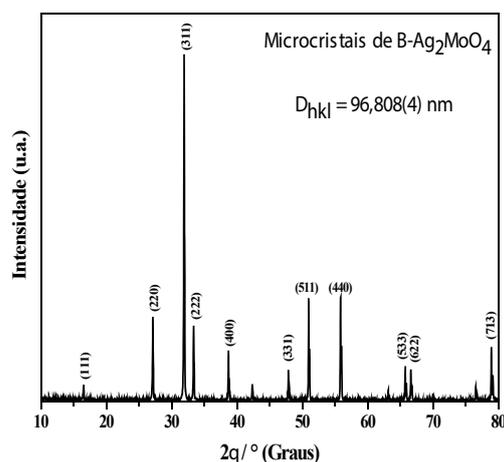


Figura 1. Padrão de DRX dos microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  sintetizados a 100 °C por 2h

De acordo com o padrão de DRX, todos os picos de difração da amostra refletem um padrão correspondente a estrutura cúbica do tipo espinélio para os microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$ , com grupo pontual de simetria ( $O_h^h$ ) e grupo espacial  $F\bar{d}3m$  [WYCKOFF, 1922], sem a presença de fase deletéria. Picos de difração relacionados ao óxido de prata ( $\text{Ag}_2\text{O}$ ) ou nanopartículas de prata reduzida ( $\text{Ag}^0$ ) foram detectadas [WANG et al.; 2009]. As respectivas posições de todos os picos de difração neste difratograma de difração de raios X estão em concordância com o cartão N°. 36187 e literatura consultada [KUMAR et al.; 2016].

O tamanho médio do cristalito ( $\bar{D}_{hkl}$ ) foi obtido usando a equação de Debye-Scherrer, equação 1, [BOPPELLA, BASAK, MANORAMA, 2012] como apresentada na Equação 1. Em que  $\lambda$  corresponde ao comprimento de onda do ânodo do difratômetro utilizado na coleta dos padrões de difração,  $k = 0,94$  (esférico) é a constante associado ao fator de estrutura, no presente estudo adotou-se e  $\theta$  é o ângulo de difração.

$$\bar{D}_{hkl} = \frac{K\lambda}{\beta \cos\theta}$$

O resultado obtido para o tamanho médio dos microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  foi estimado em 96,808(4) nm.

A espectroscopia Raman foi usada para investigar o grau de ordem-desordem estrutural a curto alcance dos microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$ , de acordo com a Figura 2.

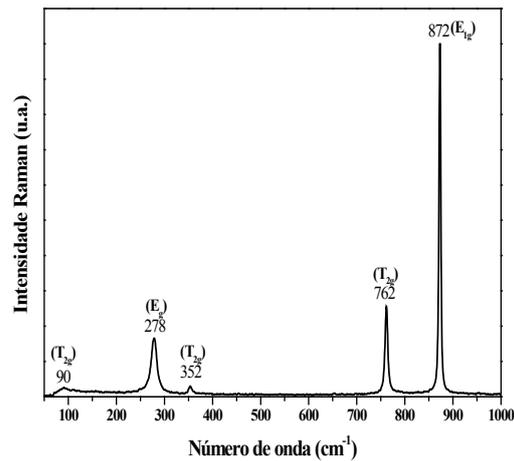


Figura 2. Espectro de micro-Raman dos microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$

Segundo a teoria de grupo, os molibdatos com estrutura tipo espinélio apresentam 5 modos ativos no Raman, como apresentado pela equação 2: [BELTRAN et al.; 2014].

$$\Gamma = A_{1g} + E_g + 3T_{2g} \quad (\text{eq. 2})$$

Na Figura 2, é possível verificar a presença de 5 modos ativos no Raman, o que indica um ordenamento estrutural a curto alcance.

O modo ativo no Raman ( $T_{2g}$ ) situado em  $90 \text{ cm}^{-1}$  está associado com as vibrações dos cátions Ag [BELTRAN et al.; 2014], enquanto que o modo ( $E_g$ ) localizado em  $278 \text{ cm}^{-1}$  corresponde às vibrações estruturais externas nos *clusters* octaédricos de  $[\text{AgO}_6]$  [ANDRÉS et al.; 2015]. O modo ( $T_{2g}$ ) localizado em  $352 \text{ cm}^{-1}$  está relacionado com as vibrações das ligações  $[\text{O}-\text{Mo}-\text{O}]$  dentro dos *clusters* tetraédricos  $[\text{MoO}_4]$ , enquanto que o modo ( $T_{2g}$ ) localizado em  $762 \text{ cm}^{-1}$  refere-se ao alongamento assimétrico da ligação  $\text{Mo}-\text{O}$  [ANDRÉS et al.; 2015]. O modo ativo ( $A_{1g}$ ) em  $872 \text{ cm}^{-1}$  corresponde à vibração de alongamento simétrica das ligações  $[\leftarrow \text{O} \leftarrow \text{Mo} \rightarrow \text{O} \rightarrow]$  presentes nos *clusters* tetraédricos  $[\text{MoO}_4]$  [LIU et al.; 2012].

A superfície morfológica das microestruturas dos microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  foram analisadas por microscopia eletrônica de varredura (MEV). A Figura 3 (a e b) mostra as imagens de MEV dos microcristais do fotocatalisador  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$ .

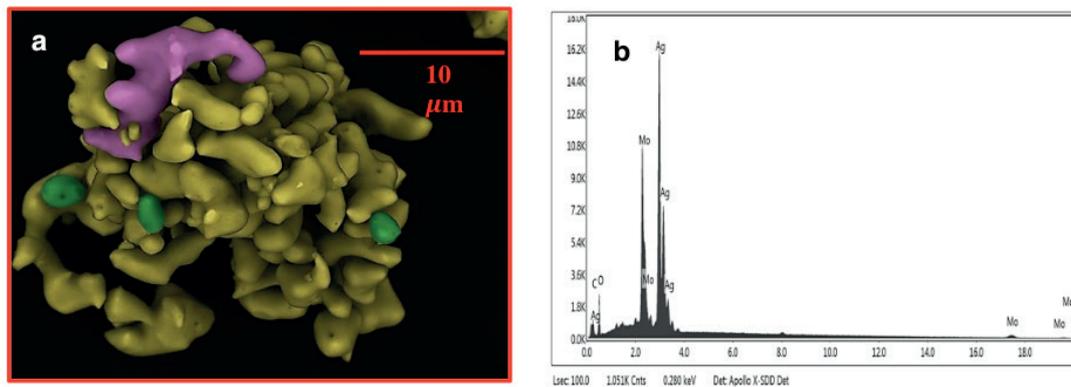


Figura 3. (a) imagens de MEV e (b) espectro de EDX dos microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$

As imagens mostram claramente que o fotocatalisador exibe microcristais em forma de batatas com forma irregular e dimensões em escala micrométrica. No espectro de EDS (Figura 3c) observa-se que o  $\text{Ag}_2\text{MoO}_4$  apresenta em sua composição somente Ag, Mo e O, revelando a ausência de qualquer outro elemento. A presença de carbono (C) é originada do suporte utilizado para medida.

A energia do band gap do  $\text{Ag}_2\text{MoO}_4$  é um parâmetro importante para selecionar o tipo adequado de fonte de luz para fins de degradação. A Figura 4a mostra o espectro de refletância difusa (UV-vis) da amostra. A amostra de molibdato de prata absorve apenas luz UV com um comprimento de onda menor do que 370 nm. O band gap óptico ( $E_{\text{gap}}$ ) de um semiconductor pode ser calculado de acordo com a seguinte equação 3: [LUAN et al.; 2010]:

$$\alpha hv = A(hv - E_{\text{gap}})^n \quad (\text{eq. 3})$$

Em que,  $\alpha$  é o coeficiente de absorção,  $hv$  é a energia incidente do fóton,  $A$  é a constante de proporcionalidade relacionada ao material e  $E_{\text{gap}}$  é a energia do gap do semiconductor. O valor de  $n$  depende do tipo de transição eletrônica do semiconductor ( $n = 0,5$  Vpermitida direta,  $n = 1,5$  proibida direta,  $n = 2$  permitida indireta e  $n = 3$  proibida direta) [NOBRE et al.; 2019]. A energia do *band gap* dos microcristais foi calculado extrapolando-se a região linear  $hv$  versus  $[F(R)\alpha hv]^2$ , como mostrado na Figura 4b.

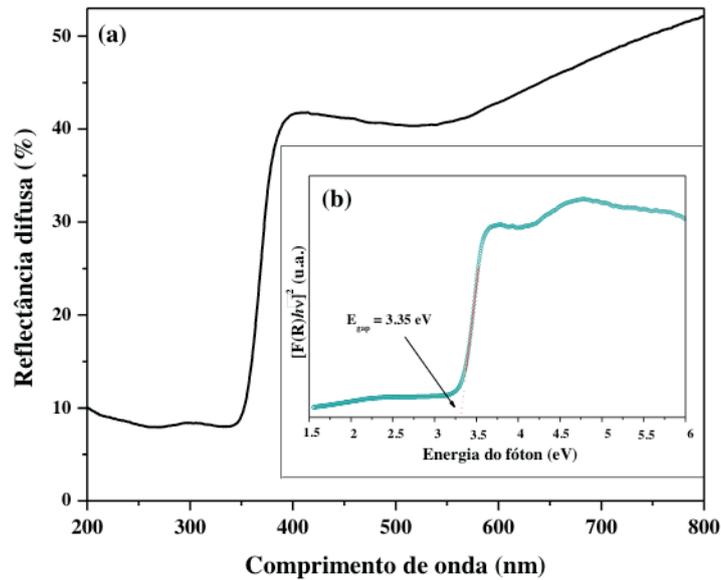


Figura 4. (a) Espectro de UV-vis por reflectância difusa e (b) *band gap* óptico obtido através dos microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$

Seguindo este método, o valor de  $n$  para  $\text{Ag}_2\text{MoO}_4$  foi estimado em 2. Isso significa que suas transições eletrônicas são permitidas indireta e que o valor determinado para  $E_{gap}$  foi de 3,35 eV, característicos de materiais semicondutores e com possíveis aplicações em fotocatalise.

Parâmetros como a massa do fotocatalisador e a concentração do corante são cruciais no processo de fotodegradação. A Figura 5 (a-d) mostra a taxa de degradação variando a massa de (25, 50 e 75 mg) a 5 ppm para o azul de metileno e para o alaranjado de metila, assim como efeito da concentração inicial da solução dos corantes variando as concentrações de (5, 7,5 e 10 ppm) a 50 mg para o azul de metileno e (2,5, 5 e 10 ppm) a 25 mg para o alaranjado de metila.

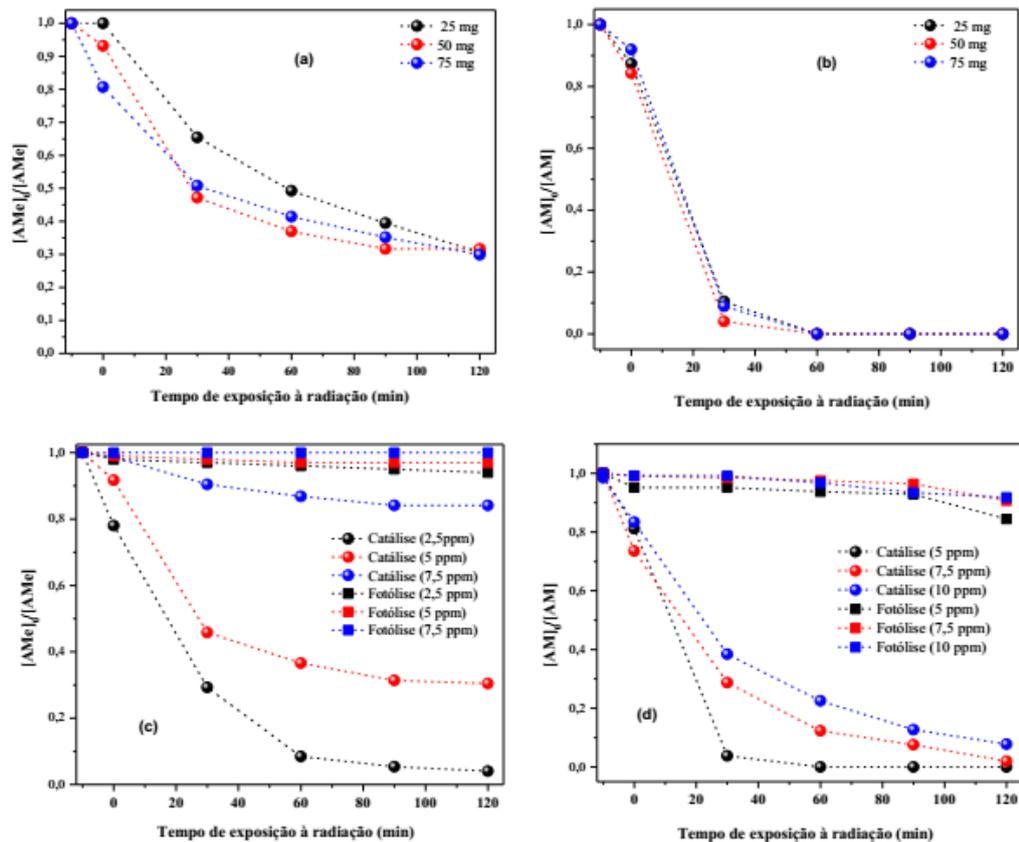


Figura 5. Espectros de UV-vis para o azul de metileno (AMe) e alaranjado de metila (AM) catalisada com diferentes massas dos microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  (a-b) e do catalisador e diferentes concentrações dos corantes (c-d).

A figura 5 (a e b) mostra a taxa de degradação variando a massa de (25, 50 e 75 mg) a 5 ppm para o azul de metileno (AMe) e para o alaranjado de metila (AM). Os resultados mostraram para ambos os corantes, que o aumento da massa do fotocatalisador aumentou a taxa de degradação do corante, este comportamento pode estar relacionado à maior quantidade de sítios ativos disponíveis e a geração de um grande número de pares elétrons-buracos ( $e^-/h^+$ ). Porém, a eficiência máxima foi alcançada para massa de 50 mg, e que o aumento da massa do fotocatalisador diminuiu a taxa de degradação dos corantes. Este comportamento do fotocatalisador pode ser explicado, uma vez que o aumento da massa diminui a penetração da luz através da solução do corante, causando o impedimento dos fótons em alcançar a superfície do substrato e conseqüentemente a saturação dos sítios ativos.

O efeito da concentração inicial da solução dos corantes também foi estudado variando as concentrações de (5, 7,5 e 10 ppm) a 50 mg para o azul de metileno e (2,5, 5 e 10 ppm) a 25 mg para o alaranjado de metila, que é mostrado na Figura 5 (c-d). Em ambos os casos a eficiência da taxa de degradação fotocatalítica diminuiu com o aumento da concentração inicial dos corantes. A redução na degradação dos corantes pode ser atribuída a maior quantidade de moléculas do corante competindo no processo de degradação. Além disso, esta redução também pode ser justificada pela diminuição da intensidade da luz que atinge os sítios ativos da superfície do

catalisador e conseqüentemente uma menor geração de pares elétrons buracos.

## 4 | CONCLUSÕES

Em resumo, microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  foram sintetizados com êxito a 100 °C pelo método hidrotermal durante 2h. As análises de DRX e raman confirmaram que o produto sintetizado encontra-se na fase cúbica do tipo espinélio sem a presença de fase secundária. As imagens de MEV mostram claramente os microcristais de  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  possuem morfologia semelhantes a batatas em escala micrométrica. O desempenho fotocatalítico dos microcristais foi avaliado para os corantes azul de metileno e alaranjado de metila. Os resultados obtidos demonstraram que a eficiência na taxa de degradação de ambos os corantes serem dependentes da concentração do corante e a massa do fotocatalisador. O presente estudo, oferece uma rota fácil e eficiente e um catalisador promissor para degradação de corantes contaminantes.

## REFERÊNCIAS

- ABDELSAMADA, A. M. A.; GAD-ALLAHA, T. A.; MAHMOUD, F. A.; BADAWEYA, M. I. **Enhanced photocatalytic degradation of textile wastewater using Ag/ZnO thin films.** Journal of Water Process Engineering. v. 25, p.88-95, 2018.
- ANDRÉS, J.; FERRER, M. M.; GRACIA, L.; BELTRAN, A.; LONGO, V. M.; CRUVINEL, G. H.; TRANQUILIN, R. L.; LONGO, E. **A Combined Experimental and Theoretical Study on the Formation of Ag Filaments on  $\beta\text{-Ag}_2\text{MoO}_4$  Induced by Electron Irradiation.** Particles & Particles Systems Characterization. v. 32, n. 6 p. 646–651, 2015.
- BELTRAN, A.; GRACIA, L.; LONGO, E.; ANDRÉS, J. **First-Principles Study of Pressure-Induced Phase Transitions and Electronic Properties of  $\text{Ag}_2\text{MoO}_4$ .** The Journal of Physical Chemistry C. v. 118, n. 7, p. 3724–3732, 2014.
- BOPPELLA, R.; BASAK, P.; MANORAMA, S. V. **A viable method for the synthesis of biphasic  $\text{TiO}_2$  nanocrystals with tunable phase composition and enabled visible light photocatalytic performance.** Applied Materials & Interfaces. v. 4, n. 3, p. 1239-12461, 2012.
- CUNHA, F.S.; SCZANCOSKI, J.C.; NOGUEIRA, I.C.; OLIVEIRA, V. G.; LUSTOSA, S.M.C.; LONGO, E.; CAVALCANTE, L.S. Structural, morphological and optical investigation of beta- $\text{Ag}_2\text{MoO}_4$  microcrystals obtained with different polar solvents. Crystal Engineering Communication. v.17, n. 43, p. 8207–8211, 2015.
- FENG, M.; ZHANG, M.; SHONG, J.M.; LI, X. G.; YU, S. H. **Ultralong Silver Trimolybdate Nanowires: Synthesis, Phase Transformation, Stability, and Their Photocatalytic.** Optical, and Electrical Properties. ACS Nano. v. 5, n. 8, p. 6726–6735, 2011.
- KUMAR, J.V.; KARTHIK, R.; CHEN, S.M.; MUTHURAJ, V.; KARUPPIAH, C. **Fabrication of potato-like silver molybdate microstructures for photocatalytic degradation of chronic toxicity ciprofloxacin and highly selective electrochemical detection of  $\text{H}_2\text{O}_2$ .** Science Report. v. 6, p. 34149–34161, 2016.
- KUMARESAN, N.; SINTHIYA, M. M. A.; KUMAR, M. P.; RAVICHANDRAN, S.; BABU, R. R.; SETHURMAN, K.; RAMAMURTHI, K. **Investigation on the g- $\text{C}_3\text{N}_4$  encapsulated ZnO nanorods heterojunction coupled with GO for effective photocatalytic activity under visible light**

**Irradiation.** Arabian Journal of Chemistry. DOI.10.1016/j.arabjc.2018.07.013.

KUPPUSAMY, S.; SETHURAJAN, M.; KADARKARAI, M.; ARULIAH, R. **Biodecolourization of textile dyes by novel, indigenous *Pseudomonas stutzeri* MN1 and *Acinetobacter baumannii* MN3.** Journal of Environmental Chemical Engineering. v.5, n.1, p. 716–724, 2017.

LI, J.; MA, W.; CHEN, C.; ZHAO, J.; ZHU, H.; GAO, X. **Photodegradation of dye pollutants on one-dimensional TiO<sub>2</sub> nanoparticles under UV and visible irradiation.** Journal of Molecular Catalysis A Chemical. v. 261, n. 1, p. 131-138, 2007.

LIU, E. Y.; WANG, W. Z.; GAO, Y. M.; JIA, J. H. **Tribological Properties of Adaptive Ni-Based Composites with Addition of Lubricious Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> at Elevated Temperature.** Tribology Letters. v. 47, n.1, p. 21-30, 2012.

LUAN, J. F.; WANG, S.; MA, K.; LI, Y. M.; PAN, B. C. **Structural property and catalytic activity of new In<sub>2</sub>YbSbO<sub>7</sub> and Gd<sub>2</sub>YbSbO<sub>7</sub> nanocatalysts under visible light irradiation.** The Journal of Physical Chemistry C. v. 114, n. 20, p. 9398–9407, 2010.

NOBRE, F. X.; JUNIOR, W. A. G. P.; RUIZ, Y. L.; BENTES, V. L. I.; SILVA-MORAES, M. O.; SILVA, T. M. C.; ROCCO, M. L. M.; GONZÁLEZ, D. R. L.; DE MATOS, J. M. E.; COUCEIRO, P. R. C.; BRITO, W. R. **Facile synthesis of nTiO<sub>2</sub> phase mixture: Characterization and catalytic performance.** Materials Research. Bulletin. v. 109, p. 60-71, 2019.

SANTHOSH, C.; VELMURUGAN, V.; JACOB, G.; JEONG, S.K.; GRACE, A. N.; BHATNAGAR, A. **Role of nanomaterials in water treatment applications: A review.** Chemical Engineering Journal. v. 306, p.1116–1137, 2016.

SINGH, S.; LO, S. L.; SRIVASTAVA, V. C.; HIWARKAR, A.D. **Comparative study of electrochemical oxidation for dye degradation: parametric optimization and mechanism identification.** Journal of Environmental Chemical Engineering. v. 4, n.7, p. 2911–2921, 2016.

SONKUSARE, V.N.; CHAUDHARY, R.G.; BHUSARI, G.S.; RAI, A.R.; JUNEJA, H.D. **Microwave-mediated synthesis, photocatalytic degradation and antibacterial activity of α-Bi<sub>2</sub>O<sub>3</sub> microflowers/novel γ -Bi<sub>2</sub>O<sub>3</sub> microspindles.** Nano-Structures & Nano-Objects. v.13, p. 121–131, 2018.

TANG, H.; LU, A.; LI, L.; ZHOU, W.; XIE, Z.; ZHANG, L. **Highly antibacterial materials constructed from silver molybdate nanoparticles immobilized in chitin matrix.** Chemical Engineering Journal. v. 234, p. 124–131, 2013.

TAOURATI, R.; KHADDOR, M.; KASMI, A. E. **Stable ZnO nanocatalysts with high photocatalytic activity for textile dye treatment.** Nano-Structures & Nano-Objects. v.18, p. 100303, 2019.

TRIPATHY, N.; AHMAD, R.; KUK, H.; HAHN, Y. B.; KHANG, G. **Mesoporous ZnO nanoclusters as ultra-active photocatalyst.** Ceramics International. v. 42, n. 8, p. 9519–9526, 2016.

WANG, P.; HUANG, B.; QIN, X.; ZHANG, X.; DAI, Y.; WHANGBO, M. H. **Ag/AgBr/WO<sub>3</sub>·3H<sub>2</sub>O: visible-light photocatalyst for bacteria destruction.** Inorganic Chemistry. v. 48, n. 22, p.10697–10702, 2009.

WYCKOFF, R. W. G. **The crystal structure of silver molybdate.** Journal of the American Chemical Society. v. 44, n. 9, p.1994–1998, 1922.

WANG, Z.; DAI, K.; LIANG, C.; ZHANG, J.; ZHU, G. **Facile synthesis of novel butterfly-like Ag<sub>2</sub>MoO<sub>4</sub> nanosheets for visible-light driven photocatalysis.** Materials Letters. v.196, p.373–376, 2017.

YAGUB, M.T.; SEN, T. K.; AFROZE, S.; ANG, H.M. **Dye and its removal from aqueous solution by**

**adsorption: A review.** *Advances in Colloid and Interface Science.* v. 209, p.172–184, 2014.

ZHOU, D.; LI, W.B.; PANG, L. X.; GUO, J.; QI, Z. M.; SHAO, T.; YUE, Z. X.; YAO, X. **Sintering Behavior and Dielectric Properties of Ultra-Low Temperature Fired Silver Molybdate Ceramics.** *Journal of the American Ceramic Society.* V. 97, n. 11, p. 3597-3601, 2014.

## UTILIZAÇÃO DE JUNTA TRAVADA COMO ALTERNATIVA EM SUBSTITUIÇÃO A ANCORAGENS CONVENCIONAIS NA ADUTORA DE SERRO AZUL EM PERNAMBUCO, EM PROL DA GESTÃO DE RECURSOS HÍDRICOS

**Nyadja Menezes Rodrigues Ramos**  
**Glécio Francisco Silva**

**RESUMO:** O presente trabalho desenvolveu-se a partir de uma emergência, sendo de imediata a busca de alternativas cada vez mais autênticas para realização de obras de transposições de água de grande porte, instigado pela necessidade constante da falta de água no semiárido, uma problemática natural e cada dia mais urgente, portanto, a proposta do uso da Junta Travada Externa em substituição ao Bloco de Ancoragem leva em consideração alguns pontos críticos que de forma demonstrativa assume um papel importante no que tange aos aspectos necessários desta. O estudo realizado descreve as vantagens e desvantagens na utilização do bloco e da junta, em termos de tempo, custo, aplicabilidade e confiabilidade, tendo objetivos específicos e exclusivos ao seu uso que caracteriza, identifica e analisa de forma comparativa e coerente entre a Junta Travada Externa e o Bloco de Ancoragem. No que se refere a visibilidade a Junta se destaca em relação ao bloco, por ser uma conexão e por ocupar uma menor área e outro aspecto relevante é a redução de tempo na execução da obra, para que a população que depende dela seja logo atendida, pois a obra tem sua execução concluída em menor espaço de tempo

com o uso da Junta Travada Externa, além de outros aspectos relevantes especialmente aos que sofrem com a falta de água. Considerando tudo que foi exposto em relação ao seu uso, conclui-se que a vantagem é indiscutivelmente observada com clareza.

**PALAVRAS-CHAVE:** Junta Travada Externa, Bloco de Ancoragem e custo benefício

**ABSTRACT:** The present work develops from an emergency, and immediately the search for increasingly authentic alternatives to carry out large water transposition works, instigated by the constant need for its lack in our region, a natural and In an increasingly urgent day, therefore, the proposal to use the External Locking Joint to replace the Anchor Block takes into account some critical points that demonstratively play an important role with regard to the necessary aspects of this. The study describes the advantages and disadvantages of block and joint use, in terms of time, cost, applicability and reliability, having specific and exclusive objectives to its use that characterizes, identifies and analyzes comparatively and coherently between the Locked Joint. External and the Anchor Block. Regarding visibility, the Board stands out in relation to the block, because it is a connection and occupies a smaller area and another relevant aspect is the reduction of time in the execution of the work, so that the

population that depends on it is immediately attended, because the work is completed in a shorter period of time with the use of the External Locked Joint, as well as other relevant aspects especially to those suffering from water shortages. Considering all that has been exposed in relation to its use, it can be concluded that the advantage is unquestionably clearly observed.

**KEYWORDS:** External Locked Joint, Anchor Block and cost benefit

## 1 | INTRODUÇÃO

A água sempre foi um condicionante para a localização e o desenvolvimento das comunidades, desde que o homem se tornou um ser gregário, ou seja, aquele que vive em grupos, sendo que a cada dia que passa essa questão se torna um verdadeiro desafio agravado, principalmente, pelos fenômenos sociais e ambientais contemporâneos, ou seja, o crescimento populacional, a urbanização, a sociedade de consumo, a crise ambiental e as mudanças climáticas, (HELLER; PÁDUA, 2006).

Um sistema de abastecimento de água (SAA) engloba, no seu todo, cinco componentes principais: captação; tratamento; transporte; armazenamento e distribuição. Por todo o mundo, anualmente, são efetuados enormes investimentos em construção ou Melhoria de SAA, sendo que 80 a 85% dos custos totais dizem respeito ao transporte e distribuição de água, (SWAMEE E SHARMA, 2008).

Na região do Nordeste brasileiro e mais precisamente em boa parte de Pernambuco é comum as populações enfrentarem situações de escassez de água. Em Pernambuco há um grande número de adutoras e normalmente, as mesmas apresentam grandes extensões, face a baixa disponibilidade de água existente na maioria dos municípios.

Neste cenário tem-se o sistema Serro Azul, uma obra complexa que está sendo construída para atender a várias localidades com suprimento de água composto da construção de 3 estações elevatórias; uma Estação de Tratamento de Água e de uma Adutora com um total de 54 km de extensão. Sendo este último item considerado o custo mais elevado de todos os demais componentes.

A adutora de Serro Azul, constitui o cenário deste estudo e compreende o trajeto desde a região mata sul na cidade de Palmares até o agreste Pernambucano e finalizando na cidade de Bezerros, onde deságua na adutora do Agreste. A obra passa pelas cidades de Bezerros, Camocim de São Felix, Bonito e Palmares, possui tubulações em ferro dúctil com diâmetro de 700mm. Constituída por um sistema de abastecimento misto, contribuindo com uma vazão de projeto máxima de 560 l/s e 187 l/s a mínima para a adutora do Agreste, a qual abastecerá as cidades de Bezerros, Caruaru, São Caetano, Tacaimbó, Belo Jardim, Sanharó, Santa Cruz do Capibaribe e Toritama.

A necessidade imediata de atender emergencialmente uma população com recursos escassos de água potável, foi suficiente para buscar uma alternativa para

conter a pressão causada pela água em substituição ao bloco de ancoragem. O uso da Junta Travada Externa, atende aos requisitos de substituição ao Bloco de Ancoragem, onde a fácil instalação e condições de absorver a pressão gerada pela água, no que tange análise de aplicabilidade em relação ao custo benefício, tempo e execução.

## 2 | JUNTA TRAVADA EXTERNA

A Junta Travada Externa, traz na sua composição um contra flange, que é fixado no cordão de solda que geralmente já vem no tubo a ser aplicado ou quando não, é feito na obra quando preciso e fixada com parafusos e porcas garantindo assim sua estabilidade e segurança.

Todo material é feito de ferro fundido dúctil, que em seu manual técnico traz sua definição como sendo:

O ferro fundido dúctil é uma liga de Ferro–Carbono–Silício. As suas características mecânicas notáveis devem-se à forma esferoidal do grafite obtido através de um tratamento com magnésio. A forma esférica do grafite proporciona uma excelente resistência ao aparecimento de fissuras, ao contrário das lamelas do grafite nos ferros fundidos cinzentos. (Manual Técnico SAINT-GOBAIN).

As Figuras 01 a 03 mostram a composição da Junta Travada Externa, com o flange para travamento junto com os parafusos e anel de solda para contenção das pressões exercida pela água na tubulação do sistema adutor, sendo usadas em mudança de direção e conexões. Um sistema com rendimento muito alto em termo de produtividade e custo em relação a outros métodos.



Figura 01: Contra Flange

Fonte: Autor (2019)



Figura 02: Parafusos de utilização da Junta travada externa

Fonte: Autor (2019)



Figura 03: Anel de Solda

Fonte: Autor (2019)

Numa prévia demonstrativa da utilização dessa junta, o detalhe na imagem caracteriza uma das mais significativas diferenças na utilização deste produto, que é a redução do quadro de profissionais em execução, mostrando que a Junta Travada Externa é de fácil instalação, ou seja, de uma produção elevada.



Figura 04: Instalação da Junta Travada Externa

Fonte: Autor (2019)

### 3 | BLOCO DE ANCORAGEM

Trata-se da confecção de blocos, em concreto simples ou armado utilizados nas redes de distribuição de água, nas adutoras, nos pontos de deflexão e de mudança de diâmetro, nas instalações de aparelhos, peças especiais e conexões com juntas elásticas, nos terminais de linha e nos trechos inclinados sujeitos a deslizamento, com o objetivo de absorver os esforços resultantes da pressão exercida pela água nos mesmos (GOMES, 2005).

Os blocos de ancoragem têm por finalidade equilibrar os esforços provenientes de empuxos hidráulicos, que resultam de curvas nas linhas de recalque. Em algumas situações, devido a magnitude das pressões que a tubulação está sujeita, o diâmetro da mesma e a angulação da curva, os valores dos empuxos podem ser bastante elevados, resultando em blocos de ancoragem com dimensões consideráveis (LASMAR, 2003).

Ainda de acordo com Lasmar (2003), tubulações condutoras de líquidos sob pressão, que utilizam juntas elásticas nas conexões, como adutoras de água bruta, por exemplo, estão sujeitas a esforços desequilibrantes nos locais de mudança de direção, como curvas e tês, denominados empuxos hidráulicos (EH). A Figura 05 exemplifica essa situação, mostrando o sentido do empuxo resultante na curva, concordante com a bissetriz do ângulo interno da conexão.

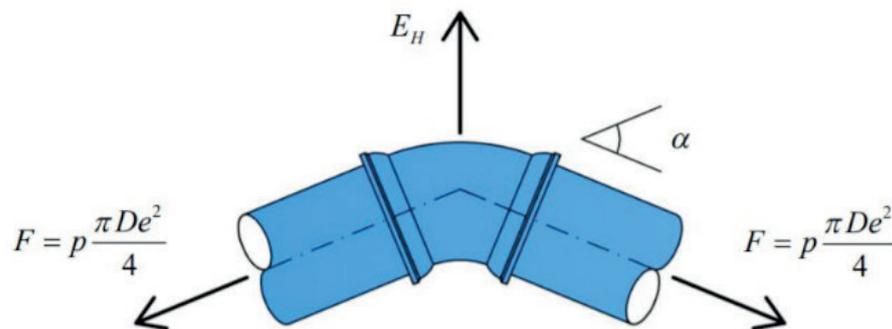


Figura 05: Empuxo hidráulico em uma curva com junta elástica

Fonte: Lasmar (2003)

Segundo Tsutiya (2006), a resultante do empuxo pode ser calculada de forma mais precisa aplicando-se o teorema de Euler, presente em MUNOZ (2000). Porém, de forma geral, é bastante comum em projetos de engenharia a determinação desse parâmetro, de maneira simplificada e prática. Dessa forma é possível perceber que os três parâmetros que, basicamente, ditam a magnitude do empuxo são a pressão interna  $p$ , o diâmetro externo  $d_e$  e o ângulo da curva  $\alpha$ . Em relação ao diâmetro da tubulação selecionado para esse cálculo, LASMAR (2003) recomenda que seja utilizado ( $D_e$ ) e não o diâmetro nominal ( $DN$ ) do tubo. Essa premissa é estabelecida com base no entendimento de que na junta elástica da tubulação a pressão interna não incide apenas na área referente ao  $DN$  do tubo, e sim a área externa. Essa premissa de projeto também é indicada em AWWA M11 (2004).

A determinação do tamanho, peso e posicionamento dos blocos tem de considerar o empuxo e as forças de arraste, levantamento e inercial decorrentes das correntes e ondas de fundo, dessa forma é importante que esses cálculos sejam feitos por especialistas. Como regra prática, para efeito de avaliação das condições de ancoragem, algumas literaturas recomendam que o peso dos blocos de ancoragem seja de 30 a 50% do empuxo, (GOMES, 2005).

A Figura 06 traz a representação gráfica do Bloco de Ancoragem instalado numa curva de 45° graus.

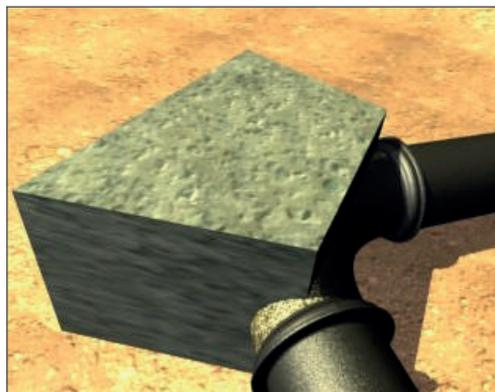


Figura 06: Bloco de Ancoragem

Fonte: Companhia de Saneamento de Sergipe (DESO)

## 4 | PRINCIPAIS CONTRIBUIÇÕES DA JUNTA TRAVADA EXTERNA

Dentre algumas vantagens observadas ao uso da Junta Travada Externa estão a facilidade na sua aplicação que em poucos minutos de trabalho esta é realizada, bem como a reduzida mão de obra fazendo com que se torne mais rápida e que não onere o orçamento proposto.

Quando finalizado a instalação da Junta pode-se perceber a sua praticidade no tocante ao tempo, a sua qualidade e sua visibilidade perante o trecho em execução. Na Figura 07, pode-se identificar e se ter uma boa impressão do serviço executado e sem precisar esperar tempo de cura como o bloco de ancoragem.

**OBSERVAÇÃO:** Em relação a segurança no trecho analisado, não foi possível realizar a contenção da vala pois na adutora de Serro Azul a tecnologia adotada de contenção é o blindado, por ser um trecho de curva não teve condições de adaptação deste material, sabendo que ele trabalha em trechos retos.



Figura 07: Junta Travada Externa

Fonte: Autor (2019)

Em resumo de suas contribuições percebe-se que a Junta Travada Externa tem surpreendido profissionais, gestores e aplicadores. Sua praticidade chama atenção pelo tempo de execução e produção, fazendo com que os atrasos tradicionais em obras desse porte sejam quase zero, eliminando desperdício de material e utilizando o menor número possível de colaboradores para sua instalação.

A Junta Travada Externa tem sua confiabilidade numa percentagem de 100%, sem risco algum de vazamento por causa de sua instalação, sanando qualquer desconfiança de sua utilização. Outra vantagem percebida é o custo zero em manutenções realizada pela concessionária na adutora depois de executada, devido a essa confiabilidade da Junta, descarta-se qualquer suspeita de manutenção evitando

constrangimento para a concessionária, ainda mais, não deixando de atender a população no seu abastecimento de água.

A maior dificuldade repassada pelos profissionais envolvidos na execução foi a falta de mão de obra qualificada, com poucos profissionais capacitados para realizarem o trabalho e isso gerou atrasos devido a poucas equipes de instalação, dificultando sua aplicação tendo que deixar esses colaboradores responsáveis por toda instalação da Junta Travada na obra, gerando assim trechos isolados de aplicação.

## **5 | ANÁLISE COMPARATIVA DA JUNTA TRAVADA EXTERNA VERSUS BLOCO DE ANCORAGEM**

Para a realização de uma análise comparativa, entre a junta travada e o bloco de ancoragem, levou-se em consideração os seguintes aspectos principais: facilidade construtiva, tipo de mão-de-obra necessária para instalação, tempo de execução, confiabilidade e custo.

No tocante a facilidade construtiva verifica-se que é significativa a diferença neste aspecto entre a Junta Travada e o Bloco de Ancoragem. Para instalação da junta travada, como pode-se observar na Figura 07, é uma conexão fixada com parafusos de 25mm, precisando-se de poucos colaboradores para sua instalação, mostrando sua facilidade em aplicação em comparação ao bloco de Ancoragem, que na obra em estudo todo bloco será de concreto armado necessitando de vários colaboradores, sendo um marceneiro, pedreiro, servente e ferreiro, percebendo sua dificuldade em executá-lo.

Em toda obra desse porte gera a seguinte pergunta: a obra é confiável? Pois bem, em relação ao método executado na adutora de Serro Azul, a Junta travada externa mostrou uma confiabilidade em torno de 100%, que qualquer tipo de manutenção foi descartado para a junta. O Bloco como toda obra de concreto tem seus cuidados, respeitando a norma que rege obras de concreto, seu tempo e aplicação o bloco terá uma confiabilidade aceitável, claro que em uma obra deste porte é difícil ter um total controle quando se tem vários profissionais envolvidos na sua aplicação, sendo sua confiabilidade abalada precisando de vistorias e manutenções.

Para análise dos custos benefícios entre a junta e bloco, observou-se que referente a Junta Travada tem um custo unitário sem variações de preço, sendo a obra da Adutora de Serro Azul construída com toda tubulação de 700mm, não será alterado o valor da Junta, e tão pouco o valor da mão de obra que será sempre o mesmo, tornando-se uma obra de custo fixo e não variável. Como o Bloco pode variar sua dimensão fazendo com que os custos onerem a obra, como mostra a figura 08, na representação do mesmo trecho da junta numa curva de 45°.

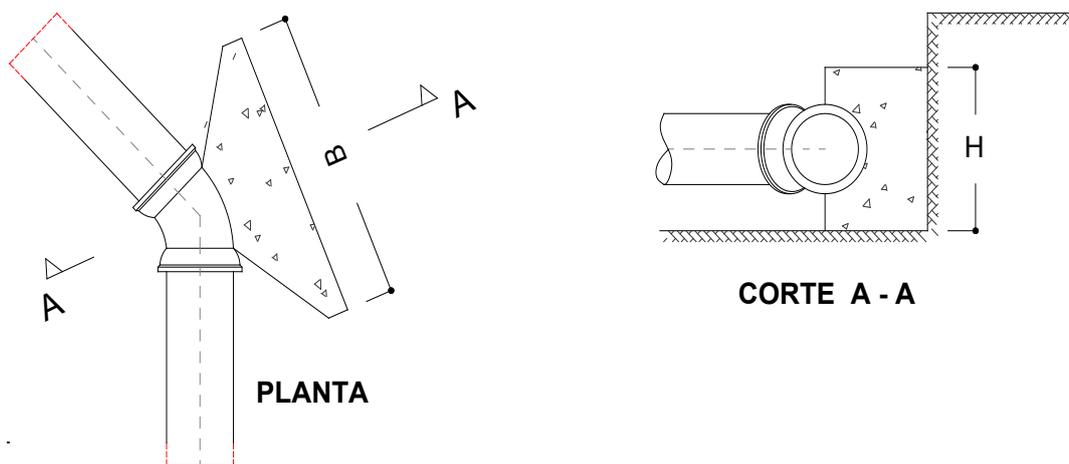


Figura 08: Bloco de Ancoragem em Planta e Corte

Autor: Menezes (2018).

## 6 | CONCLUSÃO

O estudo realizado através de visita in loco na obra da Adutora de Serro Azul, em execução em 2019 entre as cidades de Palmares e Bezerros, buscando atender as necessidades da população do agreste de Pernambuco, trouxe a necessidade de buscar uma solução para conter a pressão causada pela água, na tubulação em substituição ao Bloco de Ancoragem, solução está necessária devido a uma menor área de trabalho por ser uma região serrana, dificultando-se a instalação dos convencionais blocos de ancoragem. A solução encontrada foi a utilização da Junta Travada Externa, que transfere as pressões geradas pela água, para toda dimensão dos tubos, uma vez que se trata de uma conexão, não ocupa grandes áreas e acopla-se no tubo utilizado.

O presente estudo, comparou a Junta Travada versus Bloco de Ancoragem nos aspectos de aplicabilidade, tipo de mão de obra utilizada, tempo de execução, visibilidade e custo benefício, onde ficou comprovado a prioridade do uso da Junta em relação ao bloco. Por fim, um aspecto relevante identificado foi o tempo de execução que é cerca de dez vezes menor que o gasto na execução do bloco. Dessa forma com essa facilidade de aplicação, a obra consegue atingir o tempo previsto inicialmente no seu projeto para o seu término, evitando atrasos e por muitas vezes reduzindo-o. Entretanto foi verificado como uma das principais desvantagens com relação a junta, a dificuldade de encontrar uma mão de obra especializada, uma vez que esta tecnologia é nova no mercado e, portanto, poucos profissionais se capacitaram para realização desse tipo de trabalho.

## REFERÊNCIAS

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12211**: Estudo de Concepção de Sistemas Públicos de Abastecimento de Água, promulgada em 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12212**: Projeto de Poço para Captação de Água Subterrânea, promulgada em 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12213**: Projeto de Captação de Água de Superfície para Abastecimento Público, promulgada em 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12214**: Projeto de Sistema de Bombeamento de Água para Abastecimento Público, promulgada em 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12215**: Projeto de Adutora de Água para Abastecimento Público, promulgada em 1991.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12216**: Projeto de Estação de Tratamento de Água para Abastecimento Público, promulgada em 1992.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12217**: Projeto de Reservatório de Distribuição de Água para Abastecimento Público, promulgada em 1994.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 12218**: Projeto de Rede de Distribuição de Água para Abastecimento Público, promulgada em 1994.

ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DE NORMAS TÉCNICAS. **NBR 7675**: Tubos e Conexões de Ferro Dúctil e Acessórios para Sistema de Adução e Distribuição de Água, promulgada em 2005.

AZEVEDO NETTO, José Martiniano de – **Manual de Hidráulica** – 8ª edição – São Paulo, 1998.

**COMPESA**, Companhia Pernambucana de Saneamento.

DESO, Companhia de Saneamento de Sergipe – Redes de Águas e Adutora – **Bloco de Ancoragem**.

GOMES, Heber Pimentel – **Sistema de Abastecimento de Água**: Dimensionamento Econômico e Operação de Redes e Elevatórias – 3ª Edição – Editora Universitária – UFPB – João Pessoa, 2009.

**HIDROCLASS**, Sistema Completo de Conduitas – SAINT – GOBAIN.

SAINT – GOBAIN, Junta Travada Externa para Classes K7 e K9, Aplicação em Adução, **Distribuição de Água e Efluentes**.

MONTEIRO, Ronaldo das Chagas, ANTÔNIO Sérgio C. G. Torres e NYADJA Menezes Rodrigues Ramos – **Sistema de Abastecimento de Água** – Recife, 2018.

RIMA, Relatório de Impacto Ambiental – **Sistema Adutor do Agreste Pernambucano**.

SAINT – GOBAIN, **Manual técnico de Montagem e Manutenção**.

TSUTIYA, Milton Tomoyuki - **Abastecimento de Água** – Departamento de Engenharia Hidráulica e Sanitária da Escola Politécnica da Universidade de São Paulo, 2004.

## COMPOSIÇÃO SAZONAL DE JUVENIS DO CAMARÃO-ROSA *Farfantepenaeus subtilis* (PÉREZ-FARFANTE, 1967) CAPTURADO EM UM ESTUÁRIO AMAZÔNICO

### **Thayanne Cristine Caetano de Carvalho**

Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)  
- Laboratório de Ecologia Aquática e Aquicultura  
Tropical/Belém-PA

### **Alex Ribeiro dos Reis**

Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)  
- Laboratório de Genética Aplicada/ Belém-PA

### **Alvaro José Reis Ramos**

Universidade Federal do Rio Grande (FURG)  
- Laboratório de Análise Numérica e Sistemas  
Dinâmicos / Rio Grande - RS

### **Antônio Sérgio Silva de Carvalho**

Universidade do Estado do Pará (UEPA) -  
Departamento de Ciências Naturais/Belém-PA

### **Glauber David Almeida Palhet;**

Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)  
- Instituto Socioambiental e dos Recursos  
Hídricos- Laboratório de Ecologia Aquática e  
Aquicultura Tropical / Belém-PA

### **Nuno Filipe Alves Correia de Melo**

Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)  
- Instituto Socioambiental e dos Recursos  
Hídricos- Laboratório de Ecologia Aquática e  
Aquicultura Tropical / Belém-PA

**RESUMO:** Os estuários amazônicos apresentam características favoráveis para o desenvolvimento de atividades pesqueiras artesanais, dentre eles destacamos o estuário de Guajará-Mirim no município de Colares-PA, por sua grande contribuição para a pesca

artesanal do Estado. O presente estudo objetivou-se verificar a composição sazonal de juvenis do *F. subtilis* coletados nos meses de novembro de 2011 a novembro de 2014, em três estações de coleta. Os indivíduos foram identificados ao menor nível taxonômico, foram analisadas as variáveis morfométricas de comprimento total em cm (Ct) e peso total em gramas (Pt). O monitoramento da temperatura, pH e salinidade foram aferidos *in locu* utilizando-se uma sonda multiparâmetros. A espécie utiliza a área para seu desenvolvimento apresentando indivíduos com frequência de comprimento variando de 4 a 7 cm de comprimento total, sendo a predominância de fêmeas maiores e mais pesadas que os machos. A sazonalidade da região amazônica influencia a captura do camarão-rosa principalmente por conta das variações dos níveis nas chuvas que influenciam diretamente nos parâmetros da água, principalmente na salinidade. Destaca-se que a pesca artesanal de camarão-rosa *F. subtilis* é composta por juvenis que utilizam o estuário de Guajará-Mirim como área de crescimento, apresentando características desfavoráveis ecologicamente e economicamente para o desenvolvimento e sustentação deste recurso pela comunidade pesqueira, pois há a captura de indivíduos não aptos à reprodução.

**PALAVRAS-CHAVE:** Camarão peneídeo estuarino; crescimento de camarão-rosa; rede

de arrasto não motorizado;

## 1 | INTRODUÇÃO

Os estuários representam ambientes de transição entre o continente e o oceano, sendo considerado um ambiente extremamente produtivo devido às características hidrodinâmicas que estimulam a produtividade desses corpos de água (MIRANDA; CASTRO; KJERFVE, 2002). Segundo Guimarães (2014) são ambientes ricos, constituídos por um grande depósito de nutrientes e de detritos orgânicos particulados e dissolvidos que ficam retidos nos sedimentos das margens adjacentes aos estuários e/ou nas florestas de mangue, no estuário de Guajará-Mirim a disponibilidade e distribuição dos nutrientes dissolvidos nas águas são influenciadas pela sazonalidade no estuário da ilha de Colares-PA.

Os crustáceos compõem um dos recursos mais explorados na pesca artesanal neste estuário, dentre as espécies capturadas encontram-se os camarões peneídeos, destacando-se o camarão-rosa, *Farfantepenaeus subtilis* (PÉREZ-FARFANTE, 1967). Este camarão pertencente a família penaeidae, apresentam uma dependência dos ecossistemas estuarinos devido a ampla produtividade deste ambiente, utilizando-o como áreas de recrutamento (HART,2012).

O presente estudo consistiu na verificação da composição sazonal de juvenis de *Farfantepenaeus subtilis* explorados artesanalmente no estuário de Guajará-mirim, Colares-PA, devido a importância dos camarões para o Estado e também por estar entre os principais recursos pesqueiros explorados e comercializados na região Norte.

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

As amostragens foram realizadas bimensalmente entre novembro de 2011 a novembro de 2014, utilizando uma rede camaroeira de arrasto manual denominado de puçá de arrasto, com 3 metros (m) de comprimento, 65 centímetros (cm) de altura, 2,20 m de largura ou abertura e malha de 20 milímetros (mm) entre nós opostos, a rede foi arrastada em horário noturno durante a maré vazante num percurso de 1,418 km compreendido entre a estação 1 (S 00° 52' 55" W 048° 09' 34"), estação 2 ( S 00° 52' 50"W 048° 09' 38") e estação 3 (S 00° 52' 41" W 048° 09' 47") (Figura 1).

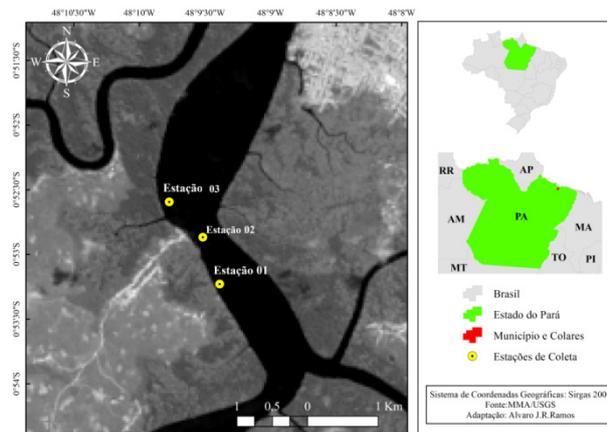


Figura 1- Mapa da localização das estações de coleta, estuário de Guajará-Mirim.

Após cada arrasto, os indivíduos foram separados da fauna acompanhante e armazenados em sacolas de polietileno devidamente etiquetadas de acordo com a data e local de coleta, acondicionados em caixa térmica e conservados em gelo, sendo conduzidos até o Laboratório de Ecologia Aquática e Aquicultura Tropical – LECAT no campus da Universidade Federal Rural da Amazônia – UFRA, em Belém-PA.

Os espécimes coletados foram identificados de acordo com CERVIGÓN et al. (1992) e PÉREZ-FARFANTE e KENSLEY (1997). A identificação do sexo foi baseada através da observação do téglico pra as fêmeas e no petasma para os machos com o auxílio de lupa binocular. Para cada espécime, foi verificado o comprimento total em cm (Ct) que compreende a distância entre a extremidade anterior do rostro e a extremidade posterior do tégson e peso (g).

Para todo o período foi verificado as médias e desvio padrão das variáveis ambientais, do comprimento (cm) e peso (g) dos organismos.

A relação entre as variáveis ambientais com a espécie em estudo foi verificada através da análise multivariada-PCA (*Principal Component Analysis*), sendo constituída por uma matriz para verificar a homogeneidade dos dados de abundância de captura mensal e as médias das variáveis ambientais (temperatura, pH e salinidade). O teste estatístico não-paramétrico (kruskal-Wallis) foi aplicado para verificar possíveis diferenças estatísticas entre abundância de captura e variáveis ambientais mensais, quanto a determinação pelo pressuposto a normalidade e homogeneidade das variâncias através do teste de Shapiro-Wilk.

Para verificar a frequência do comprimento, os indivíduos foram distribuídos em classes com intervalos de um 1 cm de comprimento total (Ct), determinando assim a frequência absoluta (números de vezes que cada valor de comprimento total se repete) de camarões, por classe, em relação ao total de indivíduos, para machos e fêmeas amostrados durante o período de estudo.

A razão sexual foi comparada através do Teste de Qui-quadrado ( $\chi^2$ ) para

verificar a proporção obtida entre machos e fêmeas ao longo dos meses de coleta com nível de significância de 95%, para testar a diferença de 1: 1 (ZAR, 2009).

As relações entre Pt e Ct foram determinadas para a espécie, para machos e fêmeas separadamente, de acordo com a equação  $Pt = a.Ct^b$ , onde Pt = peso total; Ct = comprimento total; e 'a' e 'b' = parâmetros de crescimento (WEATHERLEY e GILL, 1987). A taxa de crescimento de peso foi avaliada pelo grau de alometria como isométrico ( $b = 3$ ), alométrico positivo ( $b > 3$ ) ou alométrico negativo ( $b < 3$ ) (ZAR, 2009).

A existência de correlação foi determinada pelo coeficiente de correlação de Pearson ( $r$ ), admitindo-se que  $r > 0$  indica uma relação direta  $r < 0$  indica uma correlação inversa e  $r = 0$  indica inexistência de correlação.

O Teste t de Student ( $\alpha = 0,05$ ) foi empregado para comparação do tamanho crescimento observado entre machos e fêmeas, para verificar diferenças estatísticas entre as médias dos parâmetros físico-químicos e abundância do camarão-rosa durante os períodos menos chuvoso e chuvoso através do programa PAST 2015 (HAMMER, 2015).

### 3 | RESULTADOS

Os parâmetros físico-químicos (temperatura, pH e salinidade), apresentaram médias de  $28,45 \pm 0,6$  °C,  $6,80 \pm 0,9$  e  $4,09 \pm 3,7$  respectivamente, para todo período amostral no estuário de Guajará-Mirim.

O período menos chuvoso (julho, setembro e novembro) apresentou valores médios dos parâmetros físicos químicos superiores ao período chuvoso (janeiro, março e maio) (Tabela 1). O teste t de Student confirmou que não há diferença estatística na comparação das médias mensuradas de temperatura ( $p=0,33437$ ) e potencial hidrogeniônico ( $p=0,63388$ ) nos períodos menos chuvoso e chuvoso. Para a salinidade foi confirmada diferença estatística, ( $p=7,0176E-05$ ) aceitando-se a hipótese alternativa de que no período menos chuvoso a salinidade é maior do que no chuvoso.

MENOS CHUVOSO				CHUVOSO			
MESES	°C	pH	Salinidade	MESES	°C	pH	Salinidade
NOV/11	29,51	5,94	6,93	JAN/12	27,95	6,05	2,73
JUL/12	29,05	6,89	5,28	MAR/12	27,95	6,04	0,30
SET/12	29,13	6,91	5,53	MAI/12	28,99	8,62	0,14
NOV/12	28,69	6,97	12,75	JAN/13	28,91	6,96	6,09
JUL/13	28,56	6,80	4,61	MAR/13	28,73	6,86	1,35
SET/13	28,18	5,07	5,20	MAI/13	28,99	8,62	0,14
NOV/13	29,02	6,72	7,84	JAN/14	27,10	6,71	1,46
JUL/14	27,98	6,85	7,02	MAR/14	27,83	7,25	0,26
SET/14	28,40	7,57	4,87	MAI/14	28,18	5,07	0,07
NOV/14	27,35	7,25	10,21				

Tabela 1- Média das variáveis ambientais nas estações menos chuvoso e chuvoso no período de novembro de 2011 a novembro de 2014 no estuário de Guajará-Mirim, Colares-PA.

No mês de novembro de 2011 ocorreu a temperatura mais elevada, 29,51°C, enquanto que janeiro de 2014 apresentou o menor valor 27,10°C. A variação do pH, apresentou maior valor no mês de maio de 2012 com 8,62 sendo que o menor dos seus valores registrados ocorreu no mês de setembro de 2013, 5,07. Em relação à salinidade nos meses de novembro de 2012, 2013, 2014 com 12,75, 7,84, 10,21 respectivamente, foram as mais elevadas durante o período de coleta. Março e maio dos anos de 2012, 2013 e 2014 alcançaram menores aferições de salinidade, com valores abaixo de 1,5 (figura 2).

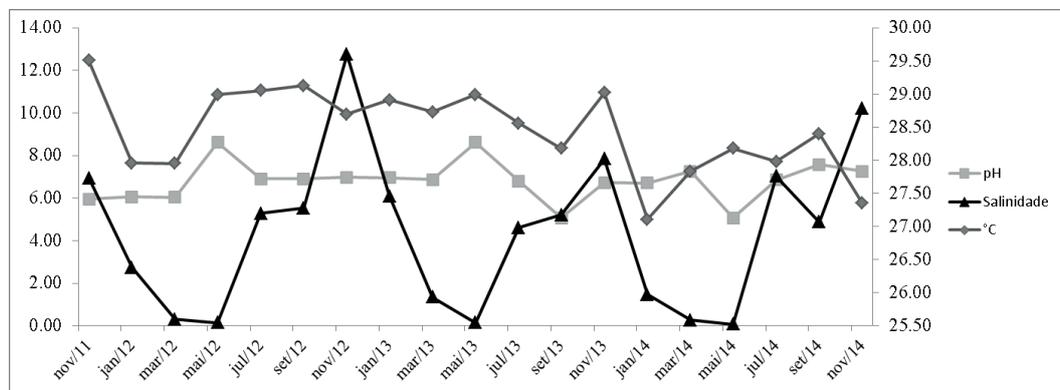


Figura 2- Variação dos parâmetros físico-químicos mensurados no Estuário de Guajará-Mirim, Município de Colares, Pará, Brasil.

Um total de 5.668 espécimes do camarão *F. subtilis* foram capturados durante o período de estudo, sendo na estação menos chuvosa, 3.381 (59,65%) sendo 1556 machos e 1.825 fêmeas e 2.287 (40,35%) com 1.127 machos e 1.160 fêmeas na estação chuvosa. O teste T de Student ( $\alpha = 0,05$ ) confirmou diferença estatística na comparação da abundância de capturas sazonais, para a espécie  $P = 0,0268$ , machos ( $P = 0,0268$ ) e para fêmeas ( $P = 0,0176$ ).

A análise da multivariada confirmou a relação da sazonalidade na captura de *F. subtilis*, sendo que a variação da salinidade é o fator que influenciou diretamente na abundância da captura do espécime no estuário de Guajará-Mirim, sendo explicada por 63,53% da variância nas componentes 1 (33,74%) e 2 (29,78%) (Figura 3).

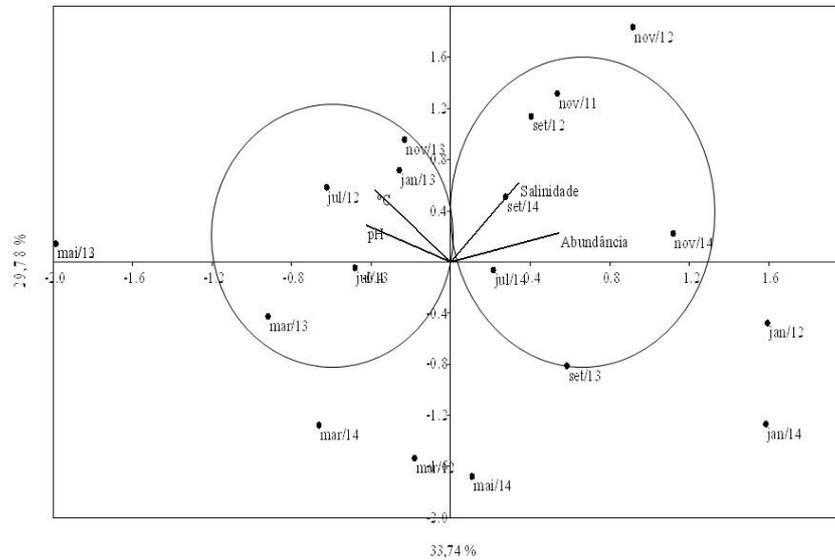


Figura 3- Análise multivariada-PCA da abundância de captura do *F. subtilis* com as variáveis ambientais-temperatura (°C), potencial hidrogeniônico (pH) e salinidade no estuário de Guajará-Mirim, município de Colares, Pará, Brasil.

Durante o período das coletas foram capturados camarões com média de pesos em  $1,37 \pm 0,90$  g, com máximo de 8,36 g e o mínimo com 0,06 g. Para o comprimento total os camarões apresentaram média de  $5,68 \pm 1,22$  cm, com o máximo de 10,88 cm e mínimo de 1,88 cm para os diferentes meses de captura.

As fêmeas de *F. subtilis* apresentaram média do comprimento total de 5,73 cm, com o máximo de 10,88 cm e mínimo de 1,88 cm com pesos em média de 1,41 g, máximo de 8,36 g e o mínimo com 0,04 g, enquanto que os espécimes machos apresentaram média de 5,62 cm, com o máximo de 9,36 cm e mínimo de 1,41 cm com pesos em média de 1,31 g, máximo de 6,13 g e o mínimo com 0,06 g.

Foi observado que a composição de *F. subtilis* é composta por indivíduos pequenos, sendo possível observar através da análise total da amostragem que os comprimentos totais capturados com maiores frequências ocorreu nas seguintes classes: 5,41 |— 6,41 (30,38%); 4,41 |— 5,41 (27,01%); 6,41 |— 7,41 (19,39%); 3,41 |— 4,41 (13,09%); 7,41 |— 8,41 (6,55%); 2,41 |— 3,41 (1,91%) e 8,41 |— 9,41 (1,04%) as demais classes apresentaram uma frequência menor que 1%.

Quanto à distribuição do comprimento total (cm) das fêmeas, as classes que apresentaram maiores percentuais de captura foram 4,88 |— 5,88 (31,22%), 5,88 |— 6,88 (25,09%), 3,88 |— 4,88 (20,80%), 6,88 |— 7,88 (12,96%), 2,88 |— 3,88 (5,09%) e 7,88 |— 8,88 (3,65%), as demais classes apresentaram um percentual menor que 1% cada.

O comprimento total dos machos distribuídos em intervalos obteve maiores frequências de captura nas classes 5,41 |— 6,41 (30,12%), 4,41 |— 5,41 (27,84%), 6,41 |— 7,41 (20,09%), 3,41 |— 4,41 (12,18%), 7,41 |— 8,41 (5,59%), 2,41 |— 3,41 (2,16%), as classes 1,41 |— 2,41 e 8,41 |— 9,41 apresentaram um percentual de 1%.

Com relação a análise mensal, a frequência de captura mais abundante ocorreu

no intervalo de comprimentos totais de 4 a 7 cm.

No período de novembro de 2011 a novembro de 2012, a classe 6,00 l— 7,00 cm apresentou um maior percentual nos meses de novembro/11 (40,58%) e janeiro/12 (26,79%), enquanto que a classe 5,00 l— 6,00 cm foram mais representativas nos meses de julho/12 (36,67%), setembro/12 (32,96%) e Novembro/12 (37,82%).

Nas amostragens de janeiro de 2013 a novembro de 2014, a classe 4,00 l— 5,00 cm apresentou um maior percentual nos meses julho/14 (46,15%) e setembro/14 (28,96%), para a classe 5,00 l— 6,00 cm as maiores capturas ocorreram nos meses de janeiro/13 (38,80%) e janeiro/14 (48,99%), enquanto que a classe 6,00 l— 7,00 cm foi mais representativa nos meses de novembro/13 (28,57%) e novembro/14 (33,94%).

Para caracterizar o crescimento dos juvenis de *Farfantepenaeus subtilis*, foi observada a plotagem dos gráficos da relação peso total (g)/comprimento total (cm) para os pares ordenados, A correlação de Pearson evidenciou a existência de correlação direta  $r > 0,197$  ( $\alpha=0,05$ ), uma vez que as variáveis peso e comprimento sofrem mudanças durante o processo ontogenético. No geral, a espécie apresentou um crescimento, com alometria do tipo negativa (onde  $b < 3$ ), apresentando um ganho de massa menor que o crescimento em tamanho, assim como a análise mensal do *F. subtilis* (tabela 2).

RELAÇÃO PESO TOTAL/ COMPRIMENTO TOTAL					
Meses	Nº	a	b	r	Alometria
Nov/11	659	0,0108	2,7863	0,89	(-)
Jan/12	1.050	0,0082	2,9224	0,95	(-)
Jul/12	90	0,0065	2,9481	0,94	(-)
Set/12	805	0,0077	2,9384	0,95	(-)
Nov/12	542	0,0089	2,8331	0,89	(-)
Jan/13	250	0,0093	2,7580	0,88	(-)
Nov/13	126	0,0064	2,9987	0,89	(-)
Jan/14	988	0,0101	2,6293	0,78	(-)
Jul/14	104	0,0170	2,3000	0,83	(-)
Set/14	670	0,1055	1,3182	0,87	(-)
Nov/14	386	0,0074	2,9120	0,90	(-)
Total	5.669	0,0130	2,6000	0,97	(-)

(-) = Alometria negativa

Tabela 2- Regressão estatística mensal entre comprimento total e peso total para os pares ordenados de *Farfantepenaeus subtilis*, no estuário de Guajará-Mirim, Nordeste Paraense.

A relação de peso total (g) /comprimento total (cm) para as fêmeas ( $r= 0,88$ ) e machos ( $r= 0,87$ ) capturados, evidenciou uma correlação direta. Durante o período total de estudo as fêmeas ( $Pt= 0,0107Ct^{2,7092}$ ) e os machos ( $Pt = 0,0157Ct^{2,4866}$ ) apresentaram um crescimento caracterizado como alométrico negativo.

A espécie apresentou dimorfismo sexual, com um crescimento alométrico

negativo confirmado pelo teste t, onde a diferença observada entre os coeficientes para machos e fêmeas foi altamente significativo, rejeitando-se a hipótese de nulidade e admitindo-se o valor de  $p = 0,02726$ .

Para todo o período amostral as fêmeas foram capturadas em maior quantidade de indivíduos com 53% dos espécimes coletados, seguidas por 47% dos machos. A proporção sexual total de 1:0,9 diferiu do esperado de 1:1, apresentando diferenças estatísticas significativas. Os meses de julho, setembro e novembro de 2012 e janeiro e novembro de 2013 não apresentaram diferenças estatísticas ao nível de 5% (tabela 3).

MESES	PROPORCIONALIDADE SEXUAL			
	Nº	FÊMEAS	P (F: M)	$\chi^2$
Nov/11	659	369	1:0,79	9,47*
Jan/12	1.050	486	1:1,16	5,65*
Jul/12	90	53	1:0,70	2,84ns
Set/12	805	405	1:0,99	0,03ns
Nov/12	542	284	1:0,91	1,25ns
Jan/13	250	120	1:1,08	0,4ns
Nov/13	126	71	1:0,77	2,03ns
Jan/14	988	554	1:0,78	14,57*
Jul/14	104	62	1:0,68	3,85*
Set/14	670	363	1:0,85	4,68*
Nov/14	386	219	1:0,76	7,01*
Total	5.669	2.985	1:0,90	16,09*

Tabela 3- Proporcionalidade sexual bimensal do camarão-rosa *F. subtilis*, capturado no estuário de Guajará-Mirim, Município de Colares, Pará, Brasil.

Legenda: P = proporção; \* $P < 0.05$ ; ns = no statistical difference / Jan = janeiro; Jul = julho; Set = setembro; Nov = novembro

#### 4 | DISCUSSÃO

A temperatura e salinidade no estuário de Guajará-Mirim apresentaram uma variação sazonal onde as médias no período menos chuvoso foram maiores que no chuvoso, concordando com Silva et al. (2002) que identificaram valores de temperatura e salinidade para o período menos chuvoso de 28 °C e 6,5 respectivamente. Para o período chuvoso a média de temperatura foi registrada em 27,5 °C e salinidade de 1.

Quanto ao potencial hidrogeniônico, Corrêa e Martinelli (2009) verificaram que durante o período de estudo apresentou pequena amplitude de variação, no estuário de Curuçá no Nordeste Paraense semelhante ao que foi encontrado no estuário de Guajará-Mirim com média total de 6,80, onde que no período menos chuvoso a média foi de 6,70 e no chuvoso de 6,91.

A sazonalidade no estuário de Guajará-Mirim varia em função dos períodos de maior e menor precipitação pluviométrico, sendo o período chuvoso correspondente aos meses de janeiro a junho e o período menos chuvoso, de julho a dezembro

(ARAÚJO, 2013).

Os dados obtidos dos parâmetros físico químicos (temperatura, pH e salinidade) nos períodos menos chuvoso e chuvoso corroboram com o estudo de Silva (2013), em seu trabalho realizado no município de Vigia-PA, o qual verificou que a temperatura superficial da água tem uma diminuição nos valores aferidos durante o período chuvoso, e maiores valores registrados no período menos chuvoso.

No trabalho de Araújo (2013), no estuário do município de Vigia, os valores de salinidade oscilaram de 0,10 a 8,06, sendo que o menor valor encontrado foi durante o mês de março de 2012, enquanto que os mais elevados ocorreram durante os meses de setembro/novembro de 2011 e julho de 2012, que corresponde ao período menos chuvoso. Demonstrando que a região em relação as variáveis ambientais ideais são percebidas para abundância de juvenis a jovens, nos estuários amazônicos, principalmente na zona costeira (Correa e Martinelli, 2009), no qual buscam estes ambientes para crescimento, alimentação e refúgio, corroborando com presente estudo.

A captura do camarão rosa *F. subtilis* no estuário de Guajará-Mirim foi maior no período menos chuvoso, semelhante ao encontrado por Silva et al. (2002) na área estuarina de Vigia, onde o camarão rosa apresentou maior participação no período seco e maior abundância de captura para o período total, relacionado principalmente com a entrada de água marinha na presente área de estudo. Segundo Araújo et al. (2009) dentre os crustáceos capturados na área estuarina de Salinópolis, o *F. subtilis* apresentou 90,9% de frequência de captura independente da época do ano.

De acordo com os registros de Corrêa e Martinelli (2009), no estuário de Curuçá, jovens de *F. subtilis* ocorreram tanto no período menos chuvoso quanto no chuvoso, por estar com proximidades a costa ou até mesmo a plataforma ou mar aberto, com contato direto com água do mar, em que a espécie quando adulto prefere águas salinas acima de 20. Para Cruz et al. (2011), no estuário do Caeté, região Bragantina do Nordeste Paraense em meio aos crustáceos capturados com o puçá de arrasto o camarão-rosa foi a espécie mais abundante durante o período de estudo, nos anos de 2007/2008 sendo representando 81,27% do total capturado, confirmando a sazonalidade da atividade pesqueira neste estuário.

Nobrega, Bentes e Martinelli-Lemos (2013) em seu estudo realizado em duas ilhas – Mosqueiro (Furo das Marinhas) e Arapiranga, estuário da Amazônia, relatou a ocorrência de *F. subtilis* na ilha de Mosqueiro, sendo que a maior densidade da espécie foi no período menos chuvoso, diferindo significativamente quando comparados as médias de densidades sazonais.

Sampaio e Martinelli-Lemos, 2014; Carvalho et al., 2016 observaram que dos camarões capturados no estuário de Curuçá, a espécie *F. subtilis* foi a mais frequente do total de indivíduos, não diferenciando do presente estudo.

De acordo com os resultados obtidos é possível observar que a espécie encontram-se com medidas inferiores aos citados por Araújo et al. (2009) onde os

machos apresentaram para o comprimento total e peso as médias de 5,9 cm e 1,8g enquanto que as fêmeas 6,2 cm e 2,0g, para Cruz et al. (2011) que observou no estuário Bragantino para a espécie em estudo, que as fêmeas apresentaram média de 1,64g e os machos com 3,35g e para Nobrega, Bentes e Martinelli-Lemos (2013), na Ilha de Mosqueiro o espécime apresentou a média de 6,193 cm (Ct), possibilitando que espécie esteja em estado de sobrepesca ou sobexploração.

Para o estuário de Curuçá há registros de Sampaio e Martinelli-Lemos (2014), com os *F. subtilis* apresentado para o comprimento total e peso 3,36 cm e 0,34g (média) e para Carvalho et al. (2015) onde o camarão rosa apresentou um peso total médio de 1,29 g, medida inferior a encontrada no estuário de Guajará-Mirim.

A composição da pesca de camarão-rosa no estuário de Guajará-Mirim apresentou uma maior frequência de captura para as fêmeas (comprimento total) com a classe no intervalo de 4,88 l— 5,88 cm (31,22%) e para os machos 5,41 l— 6,41cm (30,12%), apresentando uma distribuição de comprimento total inferior ao tamanho de primeira maturação de acordo com o trabalho de Isaac, Dias-Neto e Damasceno (1992); Porto e Santos (1996); Cintra, Aragão e Silva (2004) e Aragão (2012) que estimaram o L50% superior a 11cm(Ct), proporcionando prejuízos tanto ambiental e comercial futuramente.

Para o crescimento do camarão-rosa em áreas de estuários, há registros na região estuarina do nordeste paraense, onde o *F. Subtilis* apresenta tanto para a espécie um crescimento alométrico positivo evidenciando um maior aumento de peso em relação ao comprimento, que foi observado por Martinelli (2005), Corrêa e Martinelli (2009) e Carvalho (2015). No entanto a relação entre peso total/comprimento total da espécie no estuário de Guajará-Mirim apresentou um crescimento alométrico negativo para todo o período amostral, onde apresentam um ganho de massa menor que ao crescimento em tamanho isso se deve por serem animais jovens que utilizam a área do estuário como habitat de crescimento, semelhante ao trabalho de Silva et al. (2015) no nordeste do Brasil, a espécie *F. Subtilis* apresentou um crescimento alométrico negativo para os sexo agrupado, machos e fêmeas.

A proporção sexual de *F. subtilis* observada neste estudo é de 1:0,9 (F:M) está de acordo com o padrão observado na maioria dos trabalhos realizados com camarões da família Penaeidae, no qual ocorre o domínio das fêmeas sobre os machos, concordando, assim, com Corrêa e Martinelli (2009) com proporção de 1:0,6, para Araujo et al. (2009) a relação é de 1,2:1 (F:M) e Carvalho (2015) com 1:0,8 (F:M) , mas diferindo de Silva et al.(2002) que observou proporção igual (1:1) entre os sexos no município de Vigia.

## 5 | CONCLUSÕES

A maior abundância de captura ocorreu no período menos chuvoso

demonstrando a sazonalidade para a espécie, sendo as fêmeas capturadas em maior quantidade.

Através dos resultados deste trabalho, destaca-se que a pesca artesanal de juvenis de camarão-rosa *F. subtilis* é composta por juvenis que utilizam o estuário de Guajará-Mirim como área de crescimento, apresentando-se características desfavoráveis ecologicamente e economicamente para o desenvolvimento e sustentação deste recurso pela comunidade pesqueira, pois a espécie vem sendo capturada antes do início de estágio natural.

Um manejo adequando no estuário é fundamental para a manutenção do estoque populacional da espécie na costa norte do Brasil, para que não atinja o estado extremo do recurso, neste caso a sobrepesca ou até mesmo ao colapso.

Novos estudos precisam ser realizados para um melhor entendimento, tanto do recurso pesqueiro quanto da pescaria.

## 6 | AGRADECIMENTOS

Os autores são especialmente gratos à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior-CAPEs, pela bolsa de mestrado concedida ao primeiro autor;

## REFERÊNCIAS

ARAGÃO, J. A. N. Dinâmica populacional e avaliação do estoque do camarão rosa (*Farfantepenaeus subtilis* Pérez-Farfante 1967) na plataforma continental amazônica brasileira. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Ciências da Engenharia Ambiental. São Paulo, 2012.

ARAUJO, M.V.L.F.; CINTRA, I.H.A.; FERREIRA, I.L.S.; KLAUTAU, A.G.C.M; BRABO, M.F; SILVA, K.C.A. Frequência de ocorrência e sazonalidade de camarões em águas estuarinas de Salinópolis, Estado Do Pará, Brasil. **Bol. Téc. Cient. Cepnor**, Belém, v. 9, 2009.

ARAÚJO, R.F. Variação espaço temporal do microfitoplâncton em um estuário amazônico. Dissertação de mestrado. 2013.

CARVALHO, A. S. S; MARTINELLI-LEMOs, J.M; NEVIS, A.B; ISAAC, V. Pulational Biology Of Three Penaeidae Shrimps (Decapoda) In The Curuçá Estuary On The Northern Coast Of Brazil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, 41(4): 975 – 986, 2015.

CARVALHO, A. S. S., MARTINELLI-LEMOs, J. M., NEVIS, A. B., & ISAAC, V. Spatio-temporal variation of the density of shrimps *Farfantepenaeus Subtilis*, *Litopenaeus Schmitti* and *Xiphopenaeus Kroyeri* (Crustacea; Decapoda) in the Curuçá Estuary, North of Brazil. **Bol. Inst. Pesca**, São Paulo, 42(3), 598-610. 2016.

CERVIGON, F.; CIPRIANI, R.; FISHER, W.; GARIBALDI, L.; HENDRICKX, M.; LEMUS, A. J.; MÁRQUEZ, R.; POUTIERS, J. M.; ROBAINA, G. & RODRIGUES, B. 1992. **Guia de Campo de Lãs Espécies Comerciales Marinas y de Águas Salobres de La Costa Septentrional de Sur América**. Organizacion de las Naciones Unidas para la Agricultura y la Alimentacion. Roma, 512p.

- CINTRA, I. H. A.; ARAGÃO, J. A. N.; SILVA, K. C. A. Maturação gonadal do camarão-rosa, *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1967), na região norte do Brasil. **Boletim Técnico-Científico do CEPNOR**, 4 (1): 21-29. 2004.
- CORRÊA, A.B; MARTINELLI, J.M. Composição da População do Camarão-Rosa *Farfantepenaeus subtilis* (Pérez-Farfante, 1936) no Estuário do Rio Curuçá, Pará, Brasil. **Revista Científica da UFPA**, V. 7, Nº 01, 2009.
- CRUZ, P. A., LEÃO, S. A., COSTA, J. F.; BENTES, B. Composição e abundância da fauna de camarões em um Estuário da Região Norte do Brasil. **Boletim do Laboratório de Hidrobiologia**, 24(1). 2011.
- GUIMARÃES, R. H. E. Influência da sazonalidade sobre as águas estuarinas dos furos da ilha de Colares (baía do Marajó). Dissertação Universidade Federal do Pará, Instituto de Geociências, Programa de Pós-Graduação em Geologia e Geoquímica, 2014.
- ISAAC, V. J.; DIAS NETO, J.; DAMASCENO, F. G. Camarão rosa da costa Norte. Biologia, dinâmica e administração pesqueira. Brasília, IBAMA – **Coleção Meio Ambiente. Série Estudos Pesca**. V. 1, 187p. 1992.
- MIRANDA, L. B.; CASTRO, B. M.; KJERFVE, B. **Princípios de Oceanografia Física de Estuários**. São Paulo: Edusp, 411 p. 2002.
- NOBREGA, P. S. V; BENTES, B; MARTINELLI-LEMOS, J. M. Composition of shrimp populations (Crustacea: Decapoda) in non-vegetated areas of two river islands in a Brazilian Amazon estuary. **Zoologia** (Curitiba) [online], vol.30, n.6, pp.652-660. Epub Dec 06, 2013.
- PÉREZ-FARFANTE, I; KENSLEY, B. Penaeoid and Sergestoid shrimp and prawns of the world keys and diagnosis for the families and genera. *Memoires du Museum National d'Histoire Naturelle*. Tome 175.1997.
- PORTO, H. L. R. & SANTOS A. B. L. Contribuição ao conhecimento da ecologia e biologia do camarão vermelho, *Penaeus (Farfantepenaeus) subtilis* Perez-Farfante, 1967 na Ilha de São Luis, Estado do Maranhão. **Bol. Lab. Hidrob.**, São Luís, 9: 55-71. 1996.
- SAMPAIO, H.A; MARTINELLI-LEMOS, J.M. Use of intertidal areas by shrimps (Decapoda) in a brazilian Amazon estuary. **Anais da Academia Brasileira de Ciências**, 86(1): 301-313. 2014.
- SILVA, K. C. A.; CINTRA, I. H. A.; SOUZA, R. A. L. & GARRIDO, P. A. M. Camarões capturados em áreas estuarinas no município de Vigia-Pará- Brasil. **Boletim Técnico-Científico do CEPNOR**, 2(1): 81-96. 2002.

## FOTODEGRADAÇÃO DO HERBICIDA ÁCIDO 2,4-DICLOROFENOXIACÉTICO (2,4-D) A PARTIR DE NANOESTRUTURAS DE TITÂNIO MODIFICADAS COM ESTANHO

**Ludyane Nascimento Costa**

Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Maranhão – IFMA  
Barra do Corda- MA

**José Milton Elias de Matos**

Universidade Federal do Piauí - PPGQ-DQ - UFPI  
Teresina – PI

**Aline Aparecida Carvalho França**

Universidade Federal do Piauí – PPGQ - UFPI  
Teresina – PI

**Marcel Leiner de Sá**

Universidade Federal do Piauí – PPGCEM - UFPI  
Teresina-PI

**RESUMO:** O trabalho em questão propõe a fotodegradação do herbicida ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) a partir de nanoestruturas de titânio modificadas com estanho. Com intuito de melhorar as propriedades físico-químicas do material foram sintetizados nanotubos de titanato de sódio (Na-NTTi), posteriormente submetidos ao processo de troca iônica com  $\text{SnCl}_2$  para obtenção das amostras de Sn-NTTi. A análise estrutural e morfológica do material foi realizada por DRX, RAMAN e MET, comprovando a formação das estruturas desejadas e o surgimento de nanopartículas de  $\text{SnO}_2$ . Por BET observou-se a área superficial do material aumentou após o processo de troca iônica, influenciando

positivamente na degradação do 2,4-D. Os resultados obtidos na fotocatalise indicaram que a estrutura de Sn-NTTi apresentou um bom desempenho catalítico, com taxa de degradação de 94%. Além disso, por se tratar de um catalisador heterogêneo, o seu reuso mostrou-se viável, com eficiência de 50% após o terceiro ciclo.

**PALAVRAS-CHAVE:** fotocatalise, estanho, ácido 2,4-diclorofenoxiacético

### PHOTODEGRADATION OF THE 2,4-DICHLOROPHENOXYACETIC ACID (2,4-D) HERBICIDE FROM TITANIUM NANOSTRUCTURES MODIFIED WITH TIN

**ABSTRACT:** The work in question proposes the photodegradation of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) from titanium nanostructures modified with tin. To improve the physicochemical properties of the material, nanotubes of sodium titanate (Na-NTTi) were synthesized, after which they were submitted to the ion exchange process with  $\text{SnCl}_2$  to obtain Sn-NTTi samples. The structural and morphological analysis of the material was performed by DRX, RAMAN, and MET, confirming the formation of the desired structures and the appearance of  $\text{SnO}_2$  nanoparticles. The BET provided the surface area of the material and indicated that it increased after the ion exchange process, influencing positively the degradation of 2,4-D. The obtained results in

the photocatalysis indicated that the structure of Sn-NTTi presented a good catalytic performance, with degradation rate of 94%. Also, because it was a heterogeneous catalyst, its reuse proved to be viable, with 50% efficiency after the third cycle.

**KEYWORDS:** photocatalysis, tin, 2,4-dichlorophenoxyacetic acid

## 1 | INTRODUÇÃO

Nos últimos anos, uma grande quantidade de materiais nanoestruturados têm sido estudados por conta de suas propriedades eletrônicas, ópticas, magnéticas e eletroquímicas. (KYEREMATENG et al., 2012). Entre esses materiais, o  $\text{TiO}_2$ , um semicondutor com o *gap* de energia na região do ultravioleta, tem sido extensivamente utilizado na formação de nanoestruturas alongadas, incluindo nanofios/nanobastões, nanotubos, nanofitas e nanofolhas (BAVYKIN et al., 2010).

Muitos estudos empregam essas nanoestruturas no desenvolvimento de atividades fotocatalíticas, entretanto, o  $\text{TiO}_2$  possui uma rápida taxa de recombinação de pares elétrons/buracos em sua superfície, o que pode reduzir sua eficiência (BARKUL et al., 2017). Além disso, a banda óptica desse material é alta, dificultando muitas vezes a sua utilização como fotocatalisador em faixas da região do visível (SHEVALE et al., 2017).

Diante disso, têm sido desenvolvidos diferentes métodos químicos para ajustar as propriedades desses materiais, tais como o acoplamento de semicondutores do tipo  $\text{M}_x\text{O}_y$  em diferentes sistemas, como  $\text{TiO}_2/\text{CdS}$ ,  $\text{TiO}_2/\text{ZnO}$ ,  $\text{TiO}_2/\text{CeO}_2$ ,  $\text{TiO}_2/\text{Fe}_x\text{O}_y$ ,  $\text{TiO}_2/\text{WO}_3$  (PATIL et al., 2018), além de técnicas como impregnação, precipitação, dopagem no processo sol-gel e troca iônica, em que o cátion do titanato é substituído por cátions de metais alcalinos, metais de transição e(ou) lantanídeos (LI et al., 2011).

HOU et al., 2007 mostraram que nanotubos de titanato (NTTi) com estanho ( $\text{SnO}_2/\text{NTTi}$ ), obtidos pelo processo solvotérmico, melhoraram a eficiência fotocatalítica. DU et al., 2010 também usando síntese solvotérmica para depositar nanocristais de  $\text{SnO}_2$  em NTTi verificaram forte potencial como material anódico para microbaterias. Em princípio,  $\text{SnO}_2$  é um semicondutor do tipo n, assim como o  $\text{TiO}_2$ , entretanto tem um *bandgap* mais aplicável em sensores de estado sólido, baterias de lítio e fotocatalise (KYEREMATENG et al., 2012).

Os processos fotocatalíticos, que podem ser definidos como reações químicas aceleradas por catalisadores na presença de uma fonte luminosa, tem sido uma das técnicas mais empregadas na decomposição de compostos orgânicos. Entre esses compostos, os agrotóxicos representam um risco iminente ao meio ambiente. Segundo a Agência Nacional de Vigilância Sanitária (Anvisa), a quantidade de agrotóxicos ingerida no Brasil é tão alta que o país está na liderança do consumo mundial desde 2008. Enquanto nos últimos 10 anos o mercado mundial desse setor cresceu 93%, o que já é excessivo, no Brasil, esse crescimento foi de 190% (RIGOTTO, R.M.,

VASCONCELOS, D.P., ROCHA, M.M. 2014).

Dentro dessa classe de materiais, o ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D), um herbicida, tem sido um dos agrotóxicos mais utilizados em todo o mundo para o controle de plantas daninhas, possui baixa biodegradabilidade e é conhecido como um disruptor endócrino ambiental que pode afetar gravemente o sistema endócrino e imunológico de humanos e animais (AKPAN, U.G., HAMEED, B.H., 2011). Além disso, também foi rotulado como um potencial carcinogênico e mutagênico pela Agência Internacional de Pesquisa sobre o Câncer, sendo classificado como um agente tóxico moderado. (TANG et al., 2018)

O objetivo do trabalho em questão é sintetizar nanoestruturas de titanato modificadas com estanho para aplicação fotocatalítica. Os catalisadores obtidos foram utilizados na degradação do ácido 2,4-D, cuja estrutura molecular é apresentada na Figura 1.

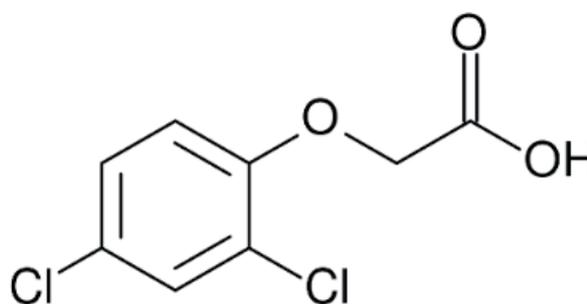


Figura 1. Estrutura molecular do ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D)

## 2 | METODOLOGIA

### Parte Experimental

O processo de síntese dos nanotubos de  $\text{TiO}_2$  (Na-NTTi) foi baseado no método hidrotérmico alcalino, desenvolvido por KASUGA *et al.*, 1998. Utilizou-se 0,5 g do precursor  $\text{TiO}_2$  (Anatásio/Sigma-Aldrich) para 50 mL de NaOH, 10 mol  $\text{L}^{-1}$ . A síntese foi realizada em aparelho microondas, estabelecendo uma temperatura de 160 °C por 4h.

O processo de troca iônica foi realizado baseado no método de FERREIRA *et al.*, 2006. Utilizou-se 500 mg de Na-NTTi em 500 mL de água, a uma concentração de 0,05 mol  $\text{L}^{-1}$  de  $\text{Sn}^{2+}$  ( $\text{SnCl}_2 \cdot 2\text{H}_2\text{O}$ /Impex) para obtenção das amostras Sn-NTTi. Após o tempo de troca decorrido o material foi submetido a lavagem e caracterizado. A Figura 2 esboça o esquema utilizado para a obtenção dessas nanoestruturas.

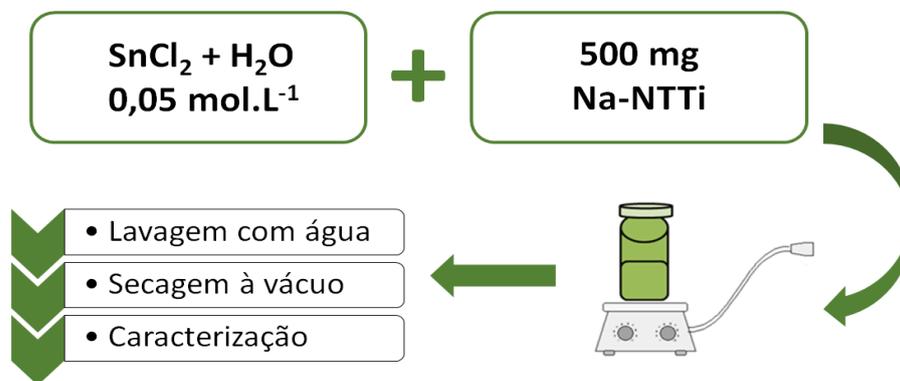


Figura 2. Esquema do processo de troca iônica das nanoestruturas de titanato com  $\text{SnCl}_2$ .

O material sintetizado, Na-NTTi e Sn-NTTi, foi aplicado na fotodegradação do ácido 2,4-D (10 ppm) utilizando uma caixa fechada, contendo três lâmpadas germicidas de 35 W cada, com comprimento de onda em 253 nm. A solução do herbicida foi mantida em agitação durante todo o processo e borbulhada com oxigênio para facilitar as reações de oxi-redução do material. A temperatura foi controlada e mantida em torno de  $25,0 \pm 1,0$  °C. As amostras foram coletadas em determinados intervalos de tempo, centrifugadas e submetidas a análise por espectroscopia no ultravioleta visível (UV-Vis).

### Caracterização

A análise estrutural do material obtido foi feita por difração de raios X (DRX) Shimadzu, modelo LABX – XRD 6000, intervalo  $2\theta$  de  $5^\circ$  a  $80^\circ$ , com taxa de varredura de  $2^\circ \text{ min}^{-1}$ . Espectroscopia Raman, Bruker - Senterra, microscópio Olympus BX50, laser de 532 nm e potência de saída de 5mW. Microscopia Eletrônica de Transmissão (TEM), modelo TECNAI G<sup>2</sup>S-Twin, operando em 200 KV. EDS acoplado ao MET. Análise termogravimétricas (TG/DTG) no aparelho do tipo SDT Q600 V20.9 Build 20, a uma taxa de aquecimento de  $10$  °C  $\text{min}^{-1}$  na faixa de temperatura de  $25$  °C a  $800$  °C em atmosfera de nitrogênio ( $\text{N}_2$ ). Determinação da área superficial a partir das isotérmicas de adsorção de nitrogênio registradas em 77 K com um aparelho Quantachrome NOVA 4200 pelo método BET e do volume e diâmetro de poros pelo método algoritmo BJH (Barret-Joyner-Halenda). Espectrofotometria de absorção molecular na região do UV-Vis, em um aparelho UV-3600 da Shimadzu, com varredura na faixa entre 200 e 400 nm para o estudo do potencial de fotodegradação dos catalisadores.

## 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A identificação e caracterização da estrutura cristalina dos materiais sintetizados foi realizada a partir da difração de Raios X. A Figura 3 representa o difratograma das

amostras de Na-NTTi e Sn-NTTi e permite identificar os planos cristalográficos das mesmas. Para a amostra de Na-NTTi, observa-se padrões típicos de uma estrutura nanotubular com planos (200), (110), (211) e (020), referentes à estrutura monoclinica do trititanato de sódio ( $\text{Na}_2\text{Ti}_3\text{O}_7$ ) (VIANA et. Al., 2009).

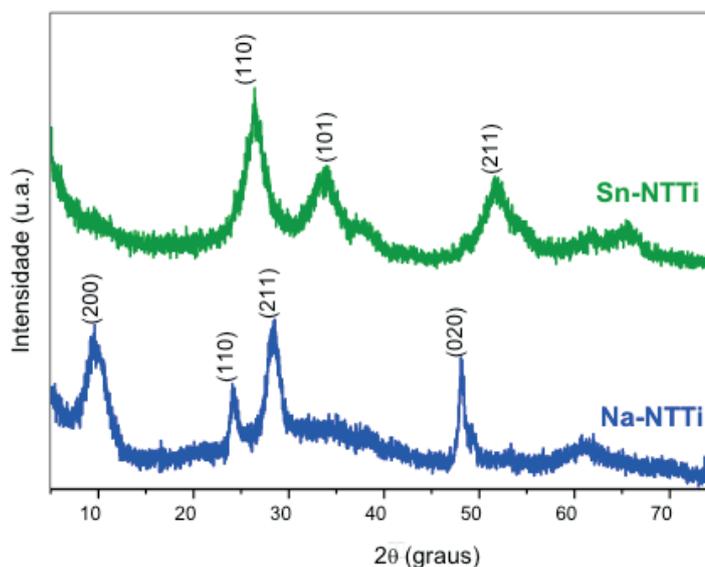


Figura 3. DRX das amostras de Na-NTTi e Sn-NTTi

Após o processo de troca iônica, observa-se que o pico em torno de  $9,8^\circ$ , correspondente ao plano (200) e referente à distância interlamelar do tubo, deixou de existir. É possível sugerir a partir disso que a inserção do estanho contribuiu para o rompimento da estrutura tubular, visto que o mesmo possui um raio iônico ( $1,18 \text{ \AA}$ ) maior que o  $\text{Na}^+$  ( $0,95 \text{ \AA}$ ).

O surgimento de um novo padrão cristalográfico, com planos (200), (101) e (211), está relacionado a presença de  $\text{SnO}_2$ , cuja formação pode ser justificada pela eminente afinidade eletrônica que o  $\text{Sn}^{2+}$  possui pelo oxigênio. (KYEREMATENGA et al., 2012). Verifica-se também o deslocamento dos picos para valores de  $2\theta$  após a inserção do estanho na estrutura, confirmando que houve alteração no tamanho das estruturas cristalinas, como pode ser observado na microscopia.

Corroborando com os resultados obtidos, a espectroscopia Raman apresenta os modos vibracionais das amostras de Na-NTTi e Sn-NTTi (Figura 4). Observa-se explicitamente uma diferença na intensidade das bandas após a modificação do nanotubo de titânio. As bandas em torno de  $140$  e  $192 \text{ cm}^{-1}$ , correspondentes ao estiramento Na-O-Ti foram deslocadas para um menor número de ondas, indicando a troca iônica com o  $\text{Sn}^{2+}$  e a formação de uma nova banda em  $105 \text{ cm}^{-1}$  (TOLEDO et al., 2007).

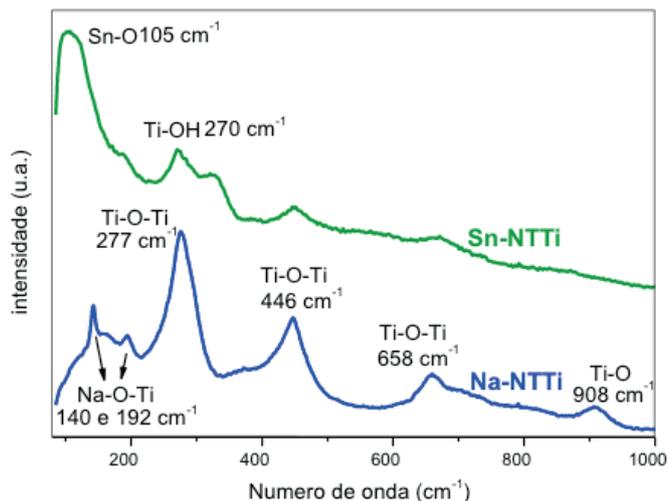


Figura 4. Raman das amostras de Na-NTTi e Sn-NTTi

A redução na intensidade das bandas em torno de 277, 446 e 658  $\text{cm}^{-1}$  relacionadas às vibrações Ti-O-Ti da rede cristalina (ESTEVEZ et al., 2019), pode ser interpretada com base no tamanho atômico dos elementos, já que o  $\text{Sn}^{2+}$  apresenta uma massa maior que o  $\text{Na}^+$  e provoca uma diminuição nas frequências de vibração por ser um ácido mais mole e polarizável.

O pico deslocado para a região de 270  $\text{cm}^{-1}$ , corresponde às ligações de Ti-OH, formadas após o processo de troca iônica e importante na estabilidade da estrutura cristalina (QUIAN et al. 2005). A banda em torno de 908  $\text{cm}^{-1}$ , relacionada ao estiramento Ti-O, das ligações terminais com a lamela, deixou de existir e confirma o desaparecimento da estrutura tubular.

As imagens de microscopia eletrônica de transmissão, Figura 5, confirmaram a morfologia dos nanotubos e a formação de nanopartículas de  $\text{SnO}_2$  após a troca iônica, indicando claramente que a estrutura nanotubular foi destruída.

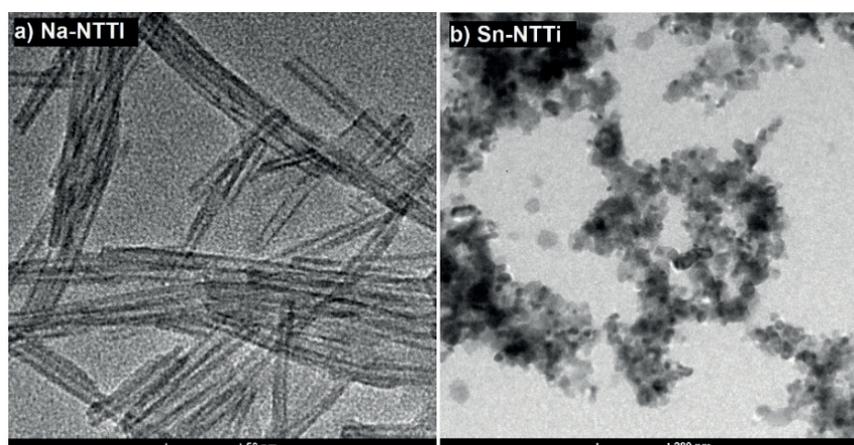


Figura 5. MET das amostras de a) Na-NTTi e b) Sn-NTTi

É possível observar na Figura 5a que as amostras de titanato apresentam morfologia tubular com comprimentos em dezenas de nanômetro, diâmetro médio

externo de aproximadamente 10 nm e interno de 4 nm, confirmando que o método de síntese utilizado foi eficaz para formação das nanoestruturas em questão.

Após o processo de troca iônica houve formação de partículas com defeitos superficiais e tamanhos médios de 11 nm de diâmetro (Figura 5b). A formação dessas estruturas de dimensões reduzidas favoreceu o aumento da área superficial do material, influenciando na eficiência do processo fotocatalítico.

A composição química das amostras foi estudada a partir da espectroscopia de energia dispersiva (EDS), apresentada na Figura 6, e confirma a presença dos elementos Ti, O, Na e Sn nas nanoestruturas propostas. Verifica-se que após a inserção do Sn na rede cristalina houve o aparecimento da banda em torno de 3,5 KeV (Figura 4b), equivalente à sua razão molar na superfície das nanoestruturas sintetizadas (KYEREMATENG et al.,2012).

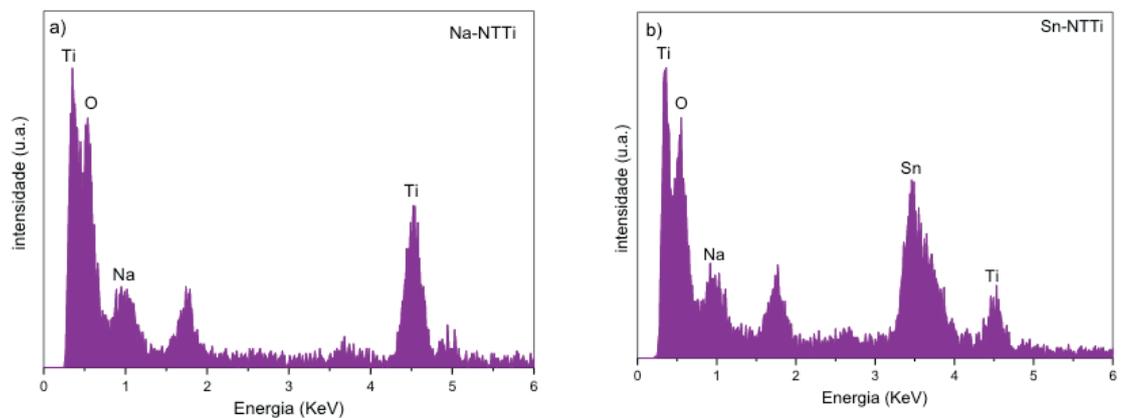


Figura 6. Espectroscopia de energia dispersiva para as amostras de Na-NTTi e Sn-NTTi

Para observar a variação na massa dos catalisadores sintetizados em função da temperatura, realizou-se a análise térmica. As curvas de TG (termogravimetria) (Figura 7a) e DTG (derivada termogravimétrica) (Figura 7b) forneceram informações sobre a perda de massa e os fenômenos físicos envolvidos no processo.

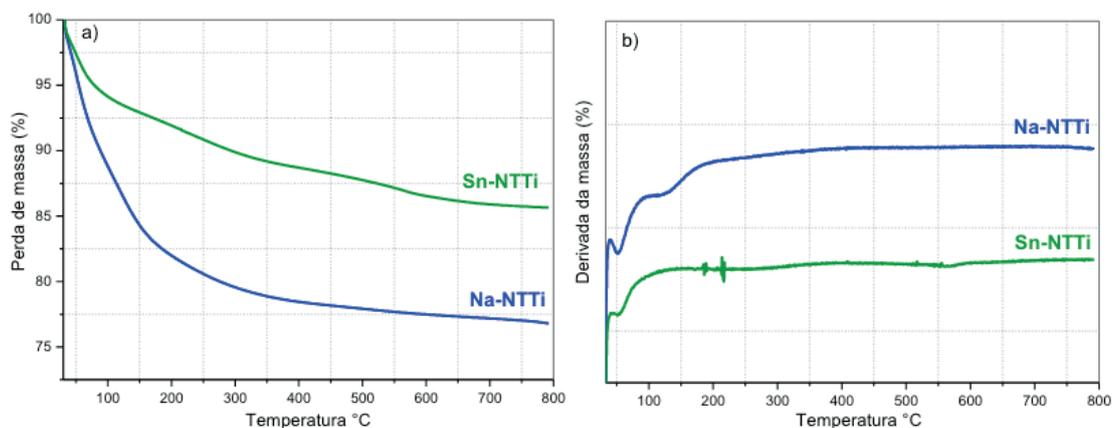


Figura 7. Curvas de a) TG e b) DTG para as amostras de Na-NTTi e Sn-NTTi

Os catalisadores utilizados mostraram uma estabilidade térmica considerável, apresentando uma perda de massa bastante pequena, em torno de 11,34% para a amostra de Na-NTTi e 5,93% para a amostra de Sn-NTTi. Observa-se em ambas as amostras uma perda de massa em torno de 100 °C, relacionada com moléculas de água adsorvidas na superfície do material.

A perda de massa correspondente aos nanotubos mostrou uma diferença significativa quando este é submetido ao processo de troca iônica. Estudos realizados por MORGADO et al., 2006, estabelecem uma relação entre o teor de sódio no NTTi e a água liberada durante o tratamento térmico. Quanto maior a quantidade de íons Na<sup>+</sup>, maior será a perda de massa relativa às moléculas de água nas temperaturas próximas a 100 °C.

Para determinar a área superficial, utilizou-se a técnica de BET, aplicando fluxo de gás para remover contaminações adquiridas da exposição à atmosfera e definindo o volume de gás adsorvido a cada pressão, a uma temperatura constante. A distribuição do volume de poros e diâmetro de poros, por sua vez, foram determinados pelo método algoritmo BJH. Os resultados obtidos por intermédio das curvas de adsorção/dessorção são apresentados na Tabela 1.

<b>Amostras</b>	<b><math>V_p</math> (cm<sup>3</sup> g<sup>-1</sup>)</b>	<b><math>D_p</math> (nm)</b>	<b><math>S_{BET}</math> (m<sup>2</sup> g<sup>-1</sup>)</b>
<b>Na-NTTi</b>	0,67	3,40	98,80
<b>Sn-NTTi</b>	0,19	7,69	121,70

Tabela 1. Dados texturais das amostras de Na-NTTi e Sn-NTTi obtidas por BET e BJH.

Os valores encontrados para o diâmetro de poros confirmaram a formação de estruturas mesoporosas (SHAW, 1992), cujo tamanho aumenta após o processo de troca iônica. Quanto ao volume de poros houve uma redução e em contrapartida um aumento considerável da área superficial, fato que favorece aplicações fotocatalíticas.

O estudo da atividade fotocatalítica foi realizado a partir da degradação do ácido 2,4-D. Para verificar a influência da luz e possibilitar o estudo cinético dos catalisadores sintetizados, fez-se um estudo prévio da fotólise (degradação na ausência do catalisador) e da atividade catalítica dos nanotubos de titanato puro. A Figura 8a representa o estudo cinético desses materiais e da amostra modificada com Sn.

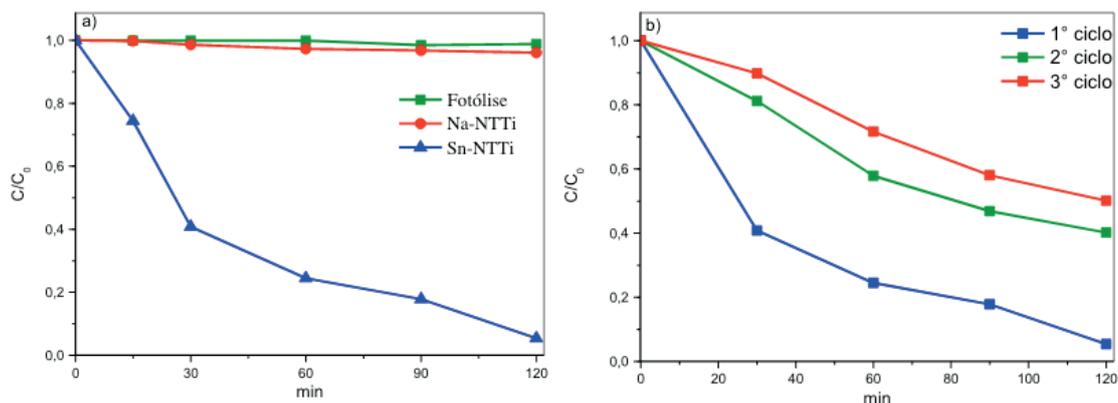


Figura 8. a) Estudo cinético da degradação do ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) a partir da fotólise e da fotocatalise utilizando Na-NTTi e Sn-NTTi e b) avaliação do reuso da amostra Sn-NTTi.

De acordo com os gráficos apresentados na Figura 8a observa-se que a fotólise e o Na-NTTi não se mostraram ativos na degradação do 2,4-D. Em contrapartida, a amostra de Sn-NTTi, obtida pelo processo de troca iônica, apresentou uma taxa de degradação de 94%, ressaltando a importância da modificação estrutural no processo fotocatalítico.

É possível propor que a morfologia do sistema  $\text{SnO}_2/\text{NTTi}$  pode influenciar diretamente na geração dos pares  $e^-/h^+$ , favorecendo a degradação do pesticida. A formação de agentes oxidantes pode, portanto, ser aumentada pela presença das nanopartículas de estanho formadas, melhorando a eficiência e a resposta à luz no desempenho catalítico (MERENDA et al., 2019). Além disso, pelos dados de BET fornecidos, verifica-se um aumento na área superficial desse material, o que também favorece o processo.

A Figura 8B avalia a reutilização da amostra Sn-NTTi, visto que trata-se de um catalisador heterogêneo. Verifica-se que após o reuso a eficiência do catalisador apresentou uma taxa de degradação de 59,72% para o segundo ciclo e 49,85% para o terceiro ciclo, confirmando assim que o processo de reutilização é viável e corroborando com os resultados obtidos.

#### 4 | CONCLUSÃO

As análises de DRX, Raman e MET comprovaram a formação de nanotubos (Na-NTTi) a partir do método de síntese utilizado e o surgimento de nanopartículas na estrutura cristalina do material após a inserção do estanho (Sn-NTTi). O EDS confirmou a presença de Sn após o processo de troca iônica e as curvas termogravimétricas demonstraram uma boa estabilidade térmica para os catalisadores sintetizados. Pelo método BET verificou-se um aumento da área superficial após a modificação da estrutura tubular, o que influenciou no processo fotocatalítico. O estudo da degradação do ácido 2,4-diclorofenoxiacético (2,4-D) a partir da fotólise e da amostra Na-NTTi não

apresentou resultados relevantes. Já o Sn-NTTi mostrou ser um catalisador eficiente, degradando 94% da amostra em um tempo de 120 minutos. Avaliando o reuso do mesmo, obteve-se uma taxa de aproximadamente 50% após a terceira utilização. Esses resultados evidenciam a importância da modificação estrutural para atividade catalítica e a viabilidade de seu emprego na degradação do herbicida 2,4-D.

## REFERÊNCIAS

- AKPAN, U.G., HAMEED, B.H. **Photocatalytic degradation of 2,4-di-chlorophenoxyacetic acid by Ca–Ce–W–TiO<sub>2</sub> composite photocatalyst.** Chemical Engineering Journal, v. 173, p. 369–375, 2011.
- BARKUL, R.P., PATIL, M.K., PATIL, S.M., SHEVALE, V.B., DELEKAR, S.D. **Sunlight-assisted photocatalytic degradation of textile effluent and Rhodamine B by using iodine doped TiO<sub>2</sub> nanoparticles,** Journal of Photochemistry and Photobiology A, v. 349, p. 138–147, 2017.
- BAVYKIN, D.V., CARRAVETTA, M., KULAK, A.N., WALSH, F.C. **Application of magic-angle spinning NMR to examine the nature of protons in titanate nanotubes.** Chemistry of Materials, v. 22, p. 2458 – 2465, 2010.
- DU, G.D., GUO, Z.P., ZHANG, P., LI, Y., CHEN, M.B., WEXLER, D., LIU, H.K. **SnO<sub>2</sub> nanocrystals on self-organized TiO<sub>2</sub> nanotube array as three-dimensional electrode for lithium ion microbatteries.** Journal of Materials Chemistry, v. 20, p. 5689-5694, 2010.
- ESTEVES, M., WERNER, L. F., PIGNANELLI, F., MONTENEGRO, B., BELLUZZI, M., PISTON, M., CHIALANZA, M. R., FACCIO, R., MOMBRU, A. W. **Synthesis, characterization and simulation of lithium titanate nanotubes for dye sensitized solar cells.** Ceramics International, v.45,p.708-717, 2019.
- FERREIRA, O. P., SOUSA, A. G., MENDES, J. A. O. L. **Unveiling the Structure and Composition of Titanium Oxide Nanotubes through Ion Exchange Chemical Reactions and Thermal Decomposition Processes.** Journal of the Brazilian Chemical Society, v. 17, p. 393 – 402, 2006.
- HOU, L.R., YUAN, C. Z., PENG, Y. **Synthesis and photocatalytic property of SnO<sub>2</sub>/TiO<sub>2</sub> nanotubes composites.** Journal of Hazardous Materials, v. 139, p. 310-315, 2007.
- KASUGA, T., HIRAMATSU, M., HOSON, A., SEKINO, T., NIIHARA, K. **Formation of Titanium Oxide Nanotube.** Langmuir, v. 14, p. 3160-3163, 1998.
- KYEREMATENG, A. A, HORNEBECQC, V., KNAUTHB, P., DJENIZIANA, T. **Properties of Sn-doped TiO<sub>2</sub> nanotubes fabricated by anodization of co-sputtered Ti–Sn thin films.** Electrochimica Acta, v.62, p. 192– 198, 2012.
- LI, Q., KAKO, T., YE, J., **Facile ion-exchanged synthesis of Sn<sup>2+</sup> incorporated potassium titanate nanoribbons and their visible-light-responded photocatalytic activity.** International Journal of hydrogen energy, v. 36, p. 4716-4723, 2011.
- MERENDA, A., WEBER, M. BECHELAN, M. ALLIOUX, F. M., HYDE, L., KONG, L., DUMEE, L. F. **Fabrication of Pd-TiO<sub>2</sub> nanotube photoactive junctions via Atomic Layer Deposition for persistent pesticide pollutants degradation.** Applied Surface Science. v. 483, p. 219-230, 2019.
- MORGADO, E. Jr., ABREU, M. A. S., PRAVIA, O. R. C., MARINKOVIC, B. A., JARDIM, P. M., RIZZO, F. C., ARAÚJO, A. S. **A study on the structure and thermal stability of titanate nanotubes as a function of sodium content.** Solid State Sciences, v. 8, p. 888-900, 2006.

PATIL S.M., DHODAMANI A.G., VANALAKAR, S.A., DESHMUKH, S.P., DELEKAR S.D. **Multi-applicative tetragonal TiO<sub>2</sub>/SnO<sub>2</sub> nanocomposites for photocatalysis and gas sensing.** Journal of Physics and Chemistry of Solids v. 115, p. 127–136, 2018.

QIAN, L., DU, Z. L., YANG, S.Y., JIN,Z.S. **Raman study of titania nanotube by soft chemical process.** Journal of Molecular Structure, v. 749, p. 103-107, 2005.

RIGOTTO, R.M., VASCONCELOS, D.P., ROCHA, M.M. **Pesticide use in Brazil and problems for public health.** Cadernos de Saúde Pública, Rio de Janeiro, p.1-3, 2014.

SHAW, D. J. **Introduction to Colloid and Surface Chemistry.** 4. ed. Oxford: Butterworth-Heinemann, 1992.

SHEVALE, V.B., DHODAMANI, A.G., KOLI, V.B., BARKUL, R.P., JADHAV, J.P., DELEKAR, S.D. **Efficient degradation of Azorubin S colourant in the commercial jam-jelly food samples using TiO<sub>2</sub>-CoFe<sub>2</sub>O<sub>4</sub> nanocomposites in visible light.** Materials Research Bulletin, v. 89, p. 79–88, 2017.

TANG, B., SHI, H., FAN, Z., ZHAO, G. **Preferential electrocatalytic degradation of 2,4-dichlorophenoxyacetic acid on molecular imprinted mesoporous SnO<sub>2</sub> surface.** Chemical Engineering Journal, v. 334, p. 882–890, 2018.

TOLEDO ANTONIO, J. A., CAPULA, S., CORTES-JACOME, M. A., ANGELES-CHAVEZ, C., LOPEZ-SALINAS, E., FERRAT, G., NAVARRETE, J., ESCOBAR, J. **Low-Temperature FTIR Study of CO Adsorption on Titania Nanotubes.** Journal of Physical Chemistry C, v. 111, 10799-10805, 2007.

VIANA, B. C., FERREIRA, O. P., FILHO, A. G. S., FILHO, J. M., ALVES, O. L. **Structural, morphological and vibrational properties of titanate nanotubes and nanoribbons.** Journal of the Brazilian Chemical Society, v. 20, p. 167-175, 2009.

## PRODUÇÃO DE MUDAS DE PIMENTÃO (*Capsicum annuum* L.) COM ÁGUA CONDENSADA POR APARELHOS DE AR CONDICIONADO

### **Elvis Pantaleão Ferreira**

Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes campus  
Santa Teresa

Mestre em Eng<sup>a</sup>. Ambiental  
Santa Teresa – ES

### **Victorio Birchler Tonini**

Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes campus  
Santa Teresa

Eng<sup>o</sup>. Agrônomo  
Santa Teresa – ES

### **Marcelino Krause Ianke**

Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes campus  
Santa Teresa

Graduando em Agronomia  
Santa Teresa – ES

### **Lillya Mattedi**

Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes campus  
Santa Teresa

Graduanda em Agronomia  
Santa Teresa – ES

### **Adrielli Ramos Locatelli**

Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes campus  
Santa Teresa

Graduanda em Agronomia  
Santa Teresa – ES

### **Rodrigo Junior Nandorf**

Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes campus  
Santa Teresa

Graduando em Agronomia  
Santa Teresa – ES

### **Pablo Becalli Pacheco**

Instituto Federal do Espírito Santo – Ifes campus  
Santa Teresa

Graduando em Agronomia  
Santa Teresa – ES

**RESUMO:** A adoção de medidas que visam à busca por fontes alternativas de água têm se tornado uma prática cada vez mais necessária, como uma alternativa socioambiental responsável, no sentido de reduzir a demanda exclusiva sobre os mananciais superficiais e subterrâneos. Objetivou-se com a presente pesquisa avaliar o uso alternativo de água condensada por aparelhos de ar condicionado na produção de mudas de pimentão (*Capsicum annuum* L.). O experimento foi conduzido no Instituto Federal do Espírito Santo, em ambiente protegido, no delineamento em blocos casualizados (DBC), com três tratamentos e três repetições. Os tratamentos corresponderam a diferentes tipos de água, sendo: (T1) água de poço (padrão), (T2) água condensada por aparelhos de ar condicionado e (T3) água destilada. As características avaliadas foram: altura da parte aérea, diâmetro da parte aérea, massa fresca e seca da parte aérea, diâmetro do caule, número de folhas, massa fresca e seca da raiz. A água advinda do ar condicionado pode ser utilizada para produção de mudas de

pimentão.

**PALAVRAS-CHAVE:** Recursos Hídricos; Sustentabilidade; Gestão Ambiental.

## PRODUCTION OF CHANGES OF PEPPER (*Capsicum annuum* L.) WITH CONDENSED WATER BY AIR CONDITIONING APPLIANCES

**ABSTRACT:** The adoption of measures aimed at the search for alternative sources of water has become an increasingly necessary practice, as a responsible socio-environmental alternative, in order to reduce the exclusive demand on surface and underground water sources. The objective of this research was to evaluate the alternative use of condensed water by air conditioners in the production of chili seedlings (*Capsicum annuum* L.). The experiment was conducted at the Federal Institute of Espírito Santo, in a protected environment, in a randomized complete block design (DBC), with three treatments and fifteen replicates. The treatments corresponded to different types of water, being: (T1) well water (standard), (T2) condensed water by air conditioners and (T3) distilled water. The evaluated characteristics were: shoot height, shoot diameter, fresh and dry shoot mass, stem diameter, number of leaves, fresh and dry mass of the root. The water coming from the air conditioning can be used to produce chili seedlings.

**KEYWORDS:** Water resources; Sustainability; Environmental management.

### 1 | INTRODUÇÃO

No Brasil a crise hídrica vem acometendo a população de diversos estados, com racionamento de água para o abastecimento humano, redução de água disponível nas atividades agropecuárias e industrial, afetando também a dessedentação de animais entre outros problemas (SANTOS et al., 2010; SILVIA, 2015).

Em face da situação, a Agência Estadual de Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo – AGERH (2015) editou as Resoluções 05 e 06/2015, em que a primeira declara o cenário de alerta frente ao prolongamento da escassez hídrica e a segunda prioriza o abastecimento humano e a dessedentação animal em todas as bacias hidrográficas de domínio estadual e estabelece uma série de restrições ao uso da água.

Se faz necessária a busca por técnicas estratégicas de re/aproveitamento de água, mediante mudanças de hábitos de toda sociedade, para o uso sustentável desse recurso, visando reduzir a demanda sobre os mananciais. Os aparelhos de ar condicionado quando em funcionamento produzem água por gotejamento pela tubulação de drenagem, derivada da umidade do ar, condensada pelo aparelho quando este resfria o ar do ambiente interno (FORTES et al., 2015). Essa água na maioria dos casos não é aproveitada, considerando a utilização em larga escala de aparelhos de ar condicionado em prédios comerciais e residenciais, o volume que goteja é significativo.

Dentro dessa perspectiva, dados publicados por diversos autores Nunes (2006); Mota et al. (2011) e Fortes et al. (2015) apontam que o aproveitamento de água

produzida por condensação pelos aparelhos de ar condicionados, apresenta-se como uma alternativa socioambientalmente responsável e de baixo custo, no sentido de suprir as demandas menos exigentes, caracterizadas por usos não potáveis, utilizada como fonte suplementar de água, para irrigação de jardins, lavagem de pátios e automóveis, entre outros.

Pesquisa pioneira realizada por Lima (2015) no Instituto Federal de Mato Grosso (IFMT) aponta que água condensada pelos aparelhos de ar condicionados após tratamento adequado é possível que seja destinada ao abastecimento humano, haja vista que a água drenada pelos aparelhos não é destilada. Entretanto, essa forma de aproveitamento, ainda não permitida pelo Ministério da Saúde.

Contudo, pouco se sabe no tocante ao uso dessa água derivada dos aparelhos de ar condicionados na agricultura, especialmente na germinação de sementes, haja vista que devido a sua origem é possível que a água apresente baixa condutividade elétrica o que pode interferir no potencial germinativo das sementes.

Para tanto, diante de ausências de informações técnicas do uso da água condensada por aparelhos de ar condicionado destinada as atividades agrícolas, pretende-se neste trabalho realizar uma pesquisa pioneira no tocante ao uso alternativo dessa água para produção de mudas de pimentão (*Capsicum annuum* L.), contribuindo com estratégias que visem reduzir a demanda de água sobre os mananciais superficiais e subterrâneos.

## 2 | METODOLOGIA

O experimento foi conduzido na área experimental do Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Espírito Santo (IFES), campus Santa Teresa, no município de Santa Teresa, localizado na Microrregião Central Serrana do Estado do Espírito Santo. Segundo a classificação de Köppen (1948), o clima da região é do tipo “Aw”, caracterizado por ser tropical quente e úmido, com inverno seco e verão chuvoso, a temperatura média anual é 28,3 °C e a precipitação anual é 1.078 mm (FERREIRA; TOSE, 2016).

Utilizou-se ambiente protegido do tipo arco simples (Figura 1), com orientação Leste-Oeste em estrutura metálica, revestida com filme de polietileno de baixa densidade (PEBD) de cor branca, com 0,15 mm de espessura e com laterais constituídas de telas de polipropileno de 50% (sombrite).



Figura 1 - ambiente protegido utilizado durante o experimento.

O delineamento experimental foi em blocos casualizados (DBC), com três tratamentos e três repetições, totalizando 9 unidades experimentais, em cada unidade foram avaliadas 8 plantas. Os tratamentos corresponderam a diferentes tipos de água, sendo: (i) água de poço, (ii) água condensada por aparelhos de ar condicionado e (iii) água destilada, sendo a água de poço considerada como uma fonte padrão. Na tabela 1 são apresentadas as propriedades físico-química das águas.

Trat.	pH	RAS	C.E	Fe	P	K	Ca	Mg	Na
Águas	-	-	dS m <sup>-1</sup>	-----	mg L <sup>-1</sup>	-----	-----	meq L <sup>-1</sup>	-----
1. Poço	6,1	0,54	0,21	0,06	0,23	2,9	0,47	0,87	0,44
2. Ar Cond.	7,3	0,06	0,11	0,08	0,05	0,3	0,13	0,09	0,02
3. Destilada	6,9	0,04	0,01	0,08	0,05	0,1	0,11	0,02	0,01

Tabela 1 – Resultado das propriedades físico-química das águas

RAS = Razão de Adsorção de Sódio; C.E = Condutividade Elétrica; Fe = Ferro Total.

A variedade de pimentão (*Capsicum annuum* L.) avaliada foi o híbrido Marli R, por ser muito empregado na região, devido sua alta uniformidade, produtividade e boa aceitação comercial. A semeadura foi realizada em bandejas de isopor com 128 células, na densidade de uma semente por célula.

O substrato utilizado foi o comercial para plantas Tropstrato®, misturado com a quantidade de 12,5 kg de super-simples por m<sup>3</sup> de substrato, para melhor desenvolvimento das mudas. Após a semeadura as bandejas foram irrigadas diariamente, aplicando-se 2 litros de água por bandeja, conforme Coêlho et al. (2013).

Aos 40 dias após a semeadura foram realizadas as avaliações de altura da parte aérea (cm), comprimento da raiz (cm), número de folhas, diâmetro do caule (cm), massa fresca e seca da raiz (mg) e massa fresca e seca da parte aérea (mg). A

altura da parte aérea foi avaliada com utilização de régua graduada em centímetros, medindo-se a partir do colo ao ápice da plântula. Para avaliação do diâmetro do caule foi utilizado paquímetro digital, com precisão centesimal.

A parte aérea foi separada da raiz na inserção do colo, a determinação da massa seca da raiz e da parte aérea foi realizada em estufa de circulação de ar forçada a 60° C por 72 horas, conforme descrito por Coêlho et al. (2013).

Os resultados obtidos foram submetidos à Análise de Variância, a 5% de probabilidade. A comparação das médias das duas águas com a testemunha foi realizada pelo teste Dunett, a 5% de probabilidade. As análises estatísticas foram executadas utilizando procedimentos estatísticos descritos por Banzato; Kronka (2009).

### 3 | RESULTADOS

Na Tabela 2 são apresentadas as médias das variáveis avaliadas, em mudas de pimentão, produzidas com água proveniente de poço artesiano, ar condicionado e água destilada.

Para a variável número de folhas, não houve diferenças significativas entre os tratamentos 1 e 3. O maior número de folhas foi obtido no tratamento 2, apresentando uma média de 5 folhas por muda. Na avaliação de diâmetro de caule os menores valores obtidos foram encontrados nos tratamentos 2 e 3, os quais não diferiram estatisticamente, já o maior valor 2,408 mm, foi obtido no tratamento 1.

Variáveis Avaliadas	T1	T2	T3	CV
	(Poço)	(Ar Cond.)	(Destilada)	(%)
Número de folhas	4.4160 b	5.000 a	4.3775 b	11.91
Diâmetro de caula (mm)	2.4080 a	2.120 b	2.000 b	8.98
Altura parte aérea (cm)	13. 079 a	13. 350 a	13.258 a	7.97
Comprimento da raiz (cm)	8.6750 b	9.950 a	9.933 a	16.06
Massa fresca parte aérea (g)	0.8220 a	0.825 a	0.640 b	19.06
Massa fresca da raiz (g)	0.4090 c	0.668 a	0.535 b	28.68
Massa seca da parte aérea (g)	0.1270 b	0.145 a	0.118 b	15.94
Massa seca da raiz (g)	0.069 b	0.078 a	0.0772 ab	16.82

Tabela 2 - Número de folhas, diâmetro de caule, altura da parte aérea, comprimento da raiz, massa fresca da parte aérea, massa fresca da raiz, massa seca da parte aérea e massa seca da raiz de mudas de pimentão produzidas com diferentes águas.

Médias seguidas pelas mesmas letras nas linhas não diferem significamente pelo Teste Tukey a 5% de probabilidade. (T1) água de poço, (T2) água condensada por aparelhos de ar condicionado e (T3) água destilada.

Em relação à altura da parte aérea, não houve diferenças significativas entre os tratamentos estudados, obtendo-se uma média de 13,229 mm. Os maiores valores

obtidos para a variável comprimento de raiz ocorreram nos tratamentos 2 e 3, os quais não apresentaram diferença estatística.

Quanto a massa fresca da parte aérea, não houve diferenças significativas entre os tratamentos 1 e 2, apresentando respectivamente 0,822 e 0,825 g. O tratamento 3 apresentou um menor acúmulo de massa fresca, com redução de 22,41%, quando comparado ao maior valor obtido. Na Figura 2 é apresentado mudas de pimentão sob as mesmas condições de manejo e irrigado com diferentes fontes de água.



Figura 2 - (T1) água de poço, (T2) água condensada por aparelhos de ar condicionado e (T3) água destilada.

Em relação a variável massa fresca da raiz, todos os tratamentos apresentaram diferenças estatísticas, sendo que o maior acúmulo de massa fresca ocorreu no tratamento 2 (0.688 g) e o menor acúmulo ocorreu no tratamento 1 (0.409 g), com um decréscimo de 38.77% da variável.

No tocante a massa seca da parte aérea, o maior valor (0,145 g) foi obtido no tratamento 2. Os tratamentos 1 e 3 não diferiram estatisticamente, apresentando uma redução de 0,118% em relação ao maior acúmulo. Quanto a massa seca da raiz, observou-se que o tratamento 2 não diferiu estatisticamente do tratamento 3.

#### 4 | CONCLUSÃO

As mudas de pimentão irrigadas com água proveniente de aparelhos de ar condicionado apresentam desempenho agrônômico compatível com aquelas irrigadas com água de poço. A produção de mudas de pimentão pode ser realizada com o uso de água de ar condicionado, apresentando um meio inovador para evitar o desperdício de água. O trabalho colabora também para refletir sobre a necessidade de Políticas Públicas Ambientais inovadoras que contribuam para um desenvolvimento menos impactante.

## REFERÊNCIAS

AGERH – **Agência Estadual de Recostos Hídricos do Estado do Espírito Santo**. Disponível em < <http://agerh.es.gov.br/>>. Acesso em 11 de jan. 2016.

BANZATO, D. A.; KRONKA, S. do N. **Experimentação agrícola**. 4. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2009.

BEZERRA, F. C. **Produção de mudas de hortaliças em ambiente protegido**. Fortaleza: Embrapa Agroindústria Tropical, 2003.

COELHO, J. L. D. S., SILVA, R. M. D., BAIMA, W. D. S., GONSALVES, H. R. D. O., SANTOS NETO, F. C. D., AGUIAR, A. V. M. D. **Diferentes Substratos na Produção de Mudas de Pimentão**. **Revista Agropecuária Científica no Semiárido**, v. 9, n. 2, p. 01-04, 2013.

FERREIRA, E. P.; TOSE, M. **Uso sustentável da água produzida por aparelhos de ar condicionado – um estudo de caso**. **Revista de Engenharia e Tecnologia**, v. 8, n. 3, p. 181-189, 2016.

FORTES, P. D.; JARDIM, P. C. F.; FERNANDES, J. G. **Aproveitamento de água proveniente de aparelhos de ar condicionado**. In: XII Simpósio de Excelência em Gestão e Tecnologia. XII SEGeT. Porto Alegre/RS, 2015. Anais... Porto Alegre/RS: 28 a 30 de outubro de 2015.

LIMA, S. M; ZAQUE, R. A. M; VALENTINI, C. M. A; SOUZA, F. S. C; ALBANO, P. M. F. **Água de Ar Condicionado: Uma fonte alternativa de água potável?** In: VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental. Porto Alegre/RS, 2015. IBEAS – Instituto Brasileiro de Estudos Ambientais. Anais... Porto Alegre/RS – 23 a 26/11/2015.

MOTA, T. R.; OLIVEIRA, D. M.; INADA, P. **Reutilização da Água dos Aparelhos de Ar Condicionado em uma Escola de Ensino Médio no Município de Umuarama – PR**. In: VII Encontro Internacional de Produção Científica. VII EPCC. Maringá/PR, 2011. Anais... Maringá – Paraná: 25 a 28 de Outubro de 2011.

NUNES, R. T. S. **Conservação da água em edifícios comerciais: potencial de uso racional e reuso em Shopping Center**. Tese (Doutorado) – Programa de Pós Graduação de Engenharia, Universidade Federal do Rio de Janeiro, Rio de Janeiro, 144, 2006.

SANTOS, A. M.; DOMICIANO, G. J.; BEZERRA, M. M. S. **Os recursos hídricos e as mudanças climáticas: discursos, impactos e conflitos**. **Revista Geográfica Venezuelana**. Vol. 51(1) p.59-68. 2010.

SILVIA, N. C. **O Despertar da conscientização ambiental no ensino de geografia**. **Revista Brasileira de Educação Ambiental – Revbea**, São Paulo/SP, v. 10, nº 1: 75-83, 2015.

TUNDISI, J. G. **Água no século XXI: Enfrentando a escassez**. São Carlos: Rima, IIE, 2003.

## AVALIAÇÃO DA TOXICIDADE DE METAIS DE ÁGUAS CONTAMINADAS POR UM LIXÃO DESATIVADO EM CRUSTÁCEOS DA ESPÉCIE *Aegla jarai*

### **Vitor Rodolfo Becegato**

Universidade do Estado de Santa Catarina -  
UDESC,  
Lages - SC

### **Indianara Fernanda Barcarolli**

Universidade do Estado de Santa Catarina -  
UDESC,  
Lages - SC

### **Valter Antonio Becegato**

Universidade do Estado de Santa Catarina -  
UDESC,  
Lages - SC

### **Darluci Picolli**

Universidade do Estado de Santa Catarina -  
UDESC,  
Lages - SC

### **Flávia Corrêa Ramos**

Universidade do Estado de Santa Catarina -  
UDESC,  
Lages - SC

### **Alexandre Tadeu Paulino**

Universidade do Estado de Santa Catarina -  
UDESC,  
Chapecó – SC

as águas também são largamente afetadas pelo aporte de compostos potencialmente poluidores, como metais tóxicos, oriundos, principalmente, de efluentes agroindustriais desprovidos de tratamento adequado e da decomposição de resíduos. Tendo em vista a magnitude crescente da contaminação de corpos hídricos, faz-se cada vez mais necessária a utilização de ferramentas eficientes visando um monitoramento contínuo da situação das águas afetadas, bem como analisar possíveis efeitos das alterações na qualidade destas na biota local, em espécies biomarcadoras. Levando esta segunda finalidade em consideração, a análise das atividades de enzimas detoxificadoras em indivíduos de uma espécie é de notável utilidade, uma vez que alterações em seus níveis podem ser um dos indicadores de poluição ambiental. O estudo visou analisar a influência de metais tóxicos na atividade de Catalase (CAT) e Glutathione S-transferase (GST) por meio da realização de testes toxicológicos em macrocrustáceos de água doce da espécie *Aegla jarai*. Para tal, foram conduzidos dois testes toxicológicos: um no inverno e outro no verão do mesmo ano. Utilizou-se como meio de exposição 5 amostras de água coletadas em um riacho que atravessa a área de influência direta do aterro controlado do município de Lages-SC, além de uma amostra de referência, coletada em laboratório. Quantificou-se a atividade das

**RESUMO:** A contaminação do ambiente natural ocorre tanto por processos naturais quanto antrópicos, com as atividades induzidas pelo ser humano tendo contribuição mais expressiva nos dias atuais. Além do ar atmosférico e dos solos,

enzimas em dois órgãos: brânquias e hepatopâncreas, e comparou-se os resultados obtidos. CAT registrou maiores atividades nas brânquias. Já a enzima GST acabou por possuir maior atividade nos hepatopâncreas dos indivíduos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Atividade enzimática. Catalase. Glutathione S-transferase. Metais tóxicos.

**ABSTRACT:** The contamination of natural environment occurs due to natural and anthropic processes, with human activities having a more expressive contribution nowadays. As well as atmospheric air and soils, waters are considerably affected by the intake of potential pollutants such as toxic metals, originated from agro-industrial effluents released without proper treatment and waste decomposition. Since the magnitude of the contamination of water bodies is growing, it is becoming more necessary to use efficient tools in order to optimize the continuous monitoring of affected waters, as well as analyzing possible effects of water quality alterations in biomarker species from the local biota. Regarding this second objective, the analysis of the activity of detoxifying enzymes in individuals of a species is notably useful, since alterations in their levels may be one of the indicators of environmental pollution. The study aimed to analyze the influence of toxic metals in the activity of Catalase (CAT) and Glutathione S-transferase (GST) in individuals of *Aegla jarai*, a freshwater crustacean species. For this, two toxicological tests were performed: one during the winter and another in the summer of the same year. Five samples of water, collected in a stream inside of the areas of direct influence from the deactivated landfill of Lages-SC, as well as a control sample, collected in the laboratory, were utilized as exposure environments. The enzymatic activities were quantified in two organs: gills and hepatopancreas, and the obtained results were compared afterwards. CAT registered higher levels of activity in the gills, while GST obtained higher activity in the hepatopancreas.

**KEYWORDS:** Enzymatic activity. Catalase. Glutathione S-transferase. Toxic Metals.

## 1 | INTRODUÇÃO

A contaminação ambiental por metais é um problema crescente e uma ameaça global aos seres vivos, ocorrendo como resultado de alguns processos naturais, mas de forma mais relevante como resultado de várias atividades antrópicas (NIKOLIC et al., 2016).

Metais tóxicos como cobre e cádmio podem induzir a produção excessiva de espécies reativas de oxigênio (EROs) nas células, o que causa modificações oxidativas das principais macromoléculas celulares (CECCONI et al., 2002 apud ZHANG et al., 2012). Os efeitos toxicológicos dos metais tóxicos costumam ser a inibição e desnaturação de enzimas (EKINCI & BEYDEMIR, 2010). Geralmente a inibição de uma enzima por metais se baseia na ligação do metal à proteína (KUCUK & GULCIN, 2016). Metais também podem causar o esgotamento da glutathione. Isso resulta em distúrbios na capacidade antioxidante da célula, levando à ocorrência de EROs (KAYA,

SÖYUT & BEYDEMIR, 2013). Dependendo do estado de oxidação, metais podem ser muito reativos e sua toxicidade pode se manifestar de algumas maneiras, como ao tornar enzimas inativas e substituir íons essenciais em biomoléculas (HOSSAIN et al., 2012; TCHOUNWOU et al., 2012). Os sistemas de defesa antioxidante celular exaurem-se após serem expostos a poluentes ambientais, e a quantificação de seus níveis e atividade podem ser utilizados como biomarcadores de efeitos adversos de compostos químicos à saúde de um organismo (VALAVANIDIS et al., 2006).

Muitas informações a respeito dos efeitos biológicos de um poluente (além de sua quantificação) podem ser observadas por meio da utilização dos biomarcadores. Para ser considerado bom, um biomarcador deve ser um indicador sensível de respostas biológicas e pode ser utilizado para obter sinais precoces de risco ambiental além de fornecer informações sobre o estado de saúde de um organismo (DA SILVA, HEUSER & ANDRADE, 2003).

Segundo Zagatto & Bertoletti (2006), deve-se ser considerar os seguintes fatores ao escolher um biomarcador: a facilidade de sua medida, sua resposta em relação à dose ou tempo de exposição ao contaminante, a compreensão e especificação de limites de variabilidade devido a outros fatores como sexo, idade, peso, manuseio e estação do ano, temperatura, salinidade, entre outros, e sua significância biológica, que relaciona o biomarcador aos processos biológicos mais importantes.

De acordo com Van Der Oost et al., (2003) existem dois tipos de biomarcadores: específicos, que indicam um efeito direto na exposição do organismo a uma substância química e inespecíficos, que indicam qualquer alteração diferente do normal, não podendo correlaciona-la exclusivamente com a exposição a uma determinada substância.

O sistema de detoxificação celular é constituído por 4 fases. A fase 0 inclui absorção de xenobióticos por proteínas carreadoras da membrana celular; a fase I denota a bioativação enzimática de compostos precursores por meio de reações de oxirredução; a fase II inclui a conjugação dos metabólitos ou compostos precursores da fase I para grupos funcionais solúveis em água, mediada por enzimas; a fase III se refere ao efluxo de compostos precursores ou metabólitos por proteínas transportadoras (HODGSON, 2010, apud GLISIC, 2015). Na fase II, a glutathione-S-transferase (GST) é a principal enzima a catalisar a conjugação de eletrófilos com o tiol reativo da glutathione (GSH), facilitando o mecanismo de excreção (BATHIGE et al., 2014).

As GSTs são uma família de enzimas presentes em diversos seres vivos, como micróbios, plantas e animais. Diversas GSTs com várias habilidades catalíticas de acomodar múltiplas funções dentro das células costumam estar presentes em eucariotos (EATON & BAMMLER, 1999, apud BATHIGE et al., 2014). Segundo Regoli et al. (1997), Lee et al. (2008) e Won et al. (2011), as GSTs também possuem um papel crucial na mitigação do estresse oxidativo de todas as formas de vida. Suas atividades têm sido amplamente utilizadas como biomarcadores em potencial para

fins de monitoramento de poluição ambiental (SHAILAJA & D'SILVA, 2003; CUNHA, MANGAS-RAMIREZ & GUILHERMINO, 2007).

A catalase (CAT), enzima de fase II, é essencial no processo de detoxificação e desempenha um papel importante no mecanismo antioxidante celular. Mudanças na atividade da CAT são indicadoras de lesões celulares após a exposição a produtos químicos, sendo assim, considerada um biomarcador de estresse ambiental na maioria dos casos (GAO et al., 2008). Sua principal função é decompor peróxido de hidrogênio ( $H_2O_2$ ) em água e oxigênio molecular (KRYCH-MADEJ & GEBICKA, 2017).

Os eglídeos são crustáceos anomuros de hábitos bentônicos e de distribuição restrita às regiões temperadas e subtropicais da América do Sul (BUCKUP & BOND-BUCKUP, 1999). A família *Aeglidae* consiste em um único gênero: *Aegla* Leach, 1820, consistindo de 63 espécies descritas (BOND-BUCKUP et al., 2008). Espécies do gênero *Aegla* são amplamente distribuídas na América do Sul, podendo ser encontradas desde 320 m de profundidade em lagos chilenos, até 4.500 m de altitude na cordilheira dos Andes (BOND-BUCKUP & BUCKUP, 1994; BOND-BUCKUP, 2003). No Brasil, indivíduos da espécie *Aegla jarai* podem ser encontrados nos estados de Santa Catarina e do Rio Grande do Sul (BOOS JÚNIOR et al., 2006).

De acordo com o exposto acima, o objetivo principal deste trabalho é verificar a atividade das enzimas CAT e GST, nas brânquias e hepatopâncreas dos crustáceos, expostos a água de diferentes pontos de um riacho que corta o lixão desativado de Lages, SC.

## 2 | MATERIAIS E MÉTODOS

### 2.1 Coletas de Indivíduos

Foram realizadas duas coletas: uma no inverno, e a outra no verão de 2016. O local escolhido para a captura foi a Reserva Particular do Patrimônio Natural Complexo da Serra da Farofa, na localidade de Painel-SC, que compreende uma área de 4900 ha, e que é frequentemente utilizada para trabalhos de pesquisa e de conservação de Mata Atlântica.

Nos pontos definidos para captura dos crustáceos (Figuras 1 e 2) foram colocadas iscas no interior de armadilhas. Após 24 h as armadilhas foram retiradas e os indivíduos foram dispostos em uma caixa plástica contendo água do local de coleta, de modo a evitar a morte precoce destes antes da chegada ao laboratório. Em laboratório, procedeu-se à fase de aclimação dos indivíduos ao ambiente onde o teste toxicológico seria posteriormente conduzido, fase esta que durou 96 h.

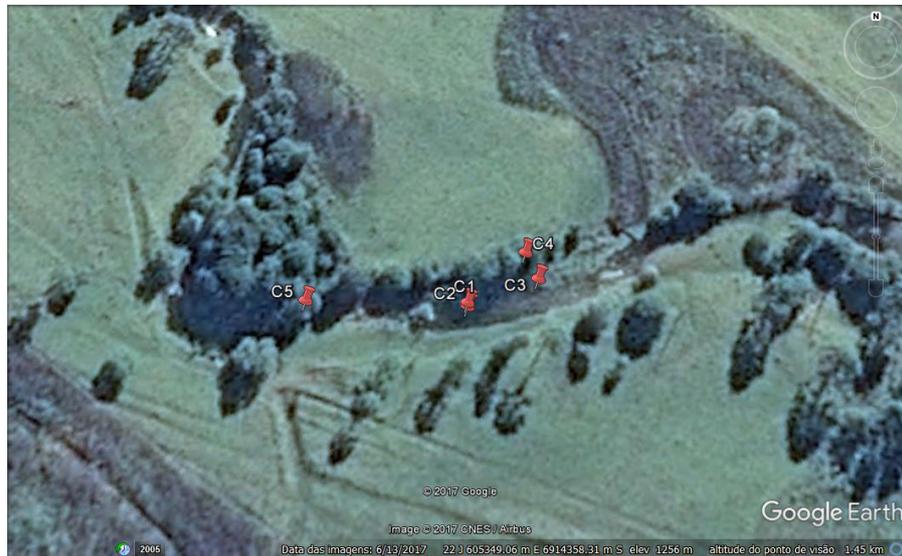


Figura 1. Localizações das armadilhas instaladas na coleta de inverno.

Fonte: Adaptado de *Google Earth* (2017).



Figura 2. Localizações das armadilhas instaladas na coleta de verão.

Fonte: Adaptado de *Google Earth* (2017).

## 2.2 Testes Toxicológicos

Os crustáceos foram transferidos para caixas plásticas idênticas à utilizada para seu armazenamento em campo, mas que continham água de diluição e aeradores elétricos. Realizou-se a troca do meio 2 vezes ao dia, em intervalos de 12 h, juntamente com a alimentação (ração comercial para peixes). Ao fim de 24 h, os indivíduos mortos eram removidos do meio e descartados.

Decorridas as 96 h de aclimação, deu-se início ao teste toxicológico. Coletou-se durante o período de aclimação dos crustáceos em laboratório, um volume de 5,0 L de água em pontos diferentes do corpo hídrico da área do lixão desativado

de Lages, com o auxílio de garrafas plásticas identificadas com etiquetas adesivas contendo o nome de cada ponto, com o objetivo de garantir um volume de 1,0 L de água para cada dia do teste toxicológico.

Efetuada a coleta, os recipientes foram acondicionados em uma caixa térmica com gelo, de modo a evitar a degradação de seu conteúdo. Em laboratório as amostras foram conservadas em refrigerador. Os crustáceos foram divididos aleatoriamente em número de 5 animais por tratamento e colocados em béqueres identificados com o nome de cada ponto de coleta de água, submetidos a aeração mecânica constante (Figura 3).



Figura 3. Teste toxicológico em andamento.

Fonte: Autores, 2019.

Os tratamentos foram identificados como: Controle (CTR), no qual havia somente água de diluição, P1; P2; P3; P4 e P5, os quais continham somente água dos pontos de coleta correspondentes. Decorridas as 96 h, os organismos restantes tiveram suas brânquias e hepatopâncreas removidos e armazenados em tubos de Eppendorf, devidamente identificados com a inicial do órgão em questão, o número do indivíduo a quem este pertencia e o nome do tratamento ao qual o crustáceo foi submetido. Por fim, os tubos foram submetidos à refrigeração, de modo a evitar a degradação dos órgãos. Os tubos contendo os órgãos foram retirados do refrigerador e mantidos à temperatura ambiente, de modo a facilitar seu posterior manuseio.

Após o degelo, alíquotas destes foram retiradas, armazenadas em novos tubos de Eppendorf, e tiveram suas massas aferidas e anotadas numa planilha. Ato contínuo, adicionou-se solução-tampão das respectivas enzimas aos recipientes, nas seguintes proporções: 1,0 mL de solução em 5,0 mg de amostra para CAT e 1,0 mL de solução para 50,0 mg de amostra para GST, seguindo os protocolos estabelecidos por Beutler (1975) e Keen et al. (1976), respectivamente. Os tecidos foram homogeneizados com o auxílio de um agitador mecânico e deixados em repouso sob refrigeração até o momento da análise. Para a análise dos níveis de proteínas, não foram necessários

procedimentos específicos de preparação das amostras.

## 2.3 Análises

### 2.3.1 Catalase (CAT)

As amostras homogeneizadas foram mantidas à temperatura ambiente e reservadas. Preparou-se um substrato com uma proporção de 290,0 µL de H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> para 10,0 mL de água milliQ. Acondicionou-se as amostras em cubetas de quartzo, seguindo o protocolo estabelecido por Beutler (1975). Na cubeta destinada ao branco, adicionou-se somente 2,0 mL de solução tampão de CAT. Nas demais, foram adicionados 20,0 mL de solução tampão de CAT, 20,0 µL da amostra a ser analisada e 20,0 µL de substrato de peróxido de hidrogênio (H<sub>2</sub>O<sub>2</sub>). Sequencialmente, inseriu-se as cubetas em um espectrofotômetro modelo T70+, da marca PG Instruments Ltd.. Estabeleceu-se um comprimento de onda de 240 nm no equipamento e deu-se início às leituras das absorbâncias das amostras, realizadas por 10 vezes com um intervalo de 1 minuto entre cada uma delas. Os coeficientes lineares para o cálculo final da atividade da enzima, foi determinada utilizando-se a Equação 1, adaptada de Beutler (1975).

$$Ativ. = \left[ \frac{CL}{0,00071 \cdot Prot} \right] \quad (1)$$

Sendo:

Ativ. = Atividade da enzima (µmol H<sub>2</sub>O<sub>2</sub> metabolizada min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>);

CL = Coeficiente linear da reta gerada com as repetições dos valores de absorbância de cada amostra;

Prot. = Teor de proteínas obtido para cada amostra.

### 2.3.2 Glutathione S-transferase (GST)

Duas soluções foram preparadas como substratos, uma com a razão de 0,03 g de Glutathione reduzida (GSH) para 1,0 mL de solução tampão de GST e outra com 0,02 g de 1-cloro-2,4-dinitrobenzeno (CDNB) para 1,0 mL de álcool etílico 96° GL. Uma vez prontos os substratos, adotou-se os procedimentos estabelecidos no protocolo proposto por Keen et al. (1976). Adicionou-se em uma cubeta de quartzo, como branco, 2,5 mL de solução tampão de GSH. Nas demais cubetas, foram adicionados 2,5 mL de solução tampão, 50,0 µL de amostra, 150,0 µL de substrato de CDNB e 150,0 µL de substrato de GSH. Por fim, selecionou-se no espectrofotômetro um comprimento de onda de 340 nm e procedeu-se com o início das leituras das absorbâncias das amostras, realizadas por 10 vezes com um intervalo de 1 minuto entre cada uma delas. Os coeficientes lineares para o cálculo final da atividade da enzima, determinada por meio da Equação 2, adaptada de Keen (1976):

$$Ativ. = \left[ \frac{9,6 \cdot Prot}{CL} \right] 100 \quad (2)$$

Sendo:

Ativ. = Atividade da enzima (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>);

CL = Coeficiente linear da reta gerada com as repetições dos valores de absorvância de cada amostra;

Prot. = Teor de proteínas obtido para cada amostra.

### 2.3.3 Proteínas

Após as análises referentes às atividades enzimáticas, aferiu-se as absorvâncias dos teores de proteínas de cada amostra. As proteínas são responsáveis pelos processos de metabolização e conjugação dos substratos utilizados nas análises enzimáticas, estes valores são necessários para o cálculo da atividade da enzima em questão. O conteúdo de proteínas totais nos homogeneizados foi dosado por meio do método do biureto (GORNALL, BARDAWILL & DAVID, 1949), utilizando-se um kit comercial de reagentes (Doles LTDA, Goiânia, GO, Brasil). Adicionou-se em cubetas plásticas: 50,0 µL de amostra, 20,0 mL de reagente de cor e 2 gotas de hidróxido de sódio (NaOH). Ajustou-se o comprimento de onda do equipamento em 550 nm e procedeu-se com as leituras. Ao final da análise, os valores obtidos foram transferidos para uma planilha eletrônica, de modo a gerar uma equação linear para cada amostra e, num segundo momento, utilizar seus respectivos coeficientes lineares para o cálculo final da atividade da enzima.

### 2.3.4 Análises estatísticas

Com o auxílio do software Microsoft Excel 2013 (MICROSOFT, 2013) foram gerados gráficos referentes às atividades enzimáticas médias registradas nas brônquias e no hepatopâncreas em ambos os testes para cada tratamento utilizado. Fazendo uso do mesmo recurso, foram calculadas as seguintes estatísticas descritivas: média, mediana, moda, valores mínimo e máximo, desvio padrão, coeficiente de variância, assimetria e curtose. Para verificar se havia diferenças significativas estatisticamente entre as atividades detectadas em cada ponto, analisando o mesmo órgão, foram conduzidos testes *t* de Student a um nível de significância de 5%, com o auxílio do software Sisvar 5.6 (FERREIRA, 2011).

## 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A Tabela 1 expressa as concentrações dos metais pesquisados, oriundos das amostras de águas coletadas no lixão desativado para os testes de toxicidade com os organismos.

Pontos	Ag	Cd	Cu	Fe	Pb	Zn
P1	44,53	0,00	23,17	13746,45	320,78	26,70
P2	44,53	0,00	23,17	13746,45	320,78	26,70
P3	113,41	4,19	17,79	154,34	446,21	0,00
P4	44,53	0,00	23,17	13746,45	320,78	26,70
P5	143,44	0,57	27,62	354,83	422,66	0,06

Tabela 1. Concentrações dos metais expressas em  $\mu\text{g/L}$  nas amostras de água.

### 3.1 CAT

A atividade da CAT obtidos tanto para as brânquias quanto para os hepatopâncreas no período do inverno estão expressos no Gráfico 1.

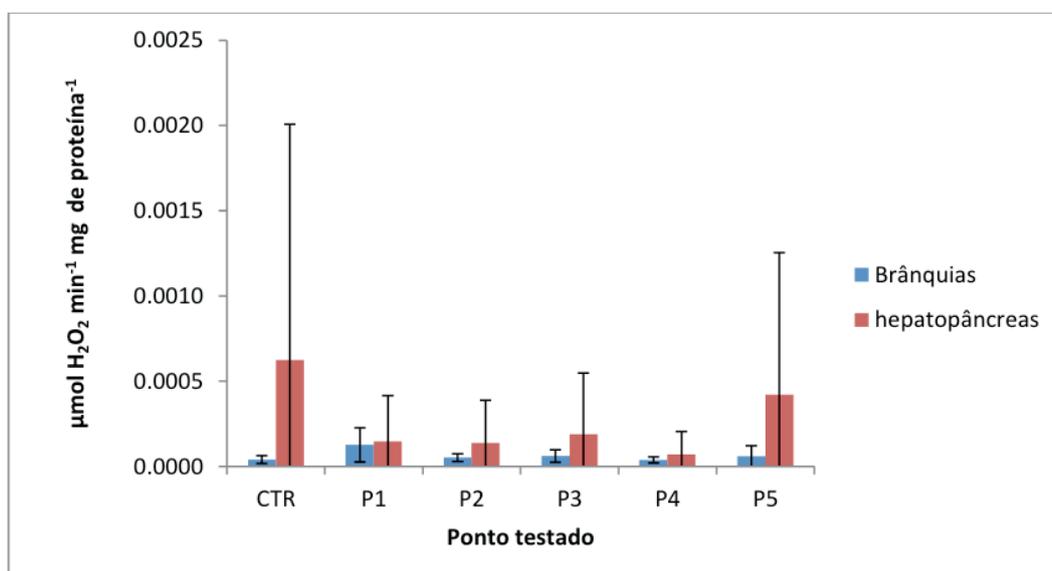


Gráfico 1. Atividades médias da enzima CAT registradas durante o inverno.

Fonte: Autores, 2019.

Observando os resultados, não houve diferença significativa na atividade da CAT, tanto para as brânquias quanto para o hepatopâncreas. Podemos observar que a atividade da enzima no hepatopâncreas foi maior em relação as brânquias nos diferentes tratamentos analisados.

A Tabela 2 apresenta valores obtidos dos parâmetros de estatística descritiva para a atividade enzimática nas brânquias.

Parâmetros estatísticos	CTR	P1	P2	P3	P4	P5
Média	$3,95 \times 10^{-5}$	$1,27 \times 10^{-4}$	$5,12 \times 10^{-5}$	$6,08 \times 10^{-5}$	$3,79 \times 10^{-5}$	$5,84 \times 10^{-5}$
Mediana	$2,84 \times 10^{-5}$	$1,20 \times 10^{-4}$	$5,78 \times 10^{-5}$	$5,70 \times 10^{-5}$	$3,37 \times 10^{-5}$	$3,29 \times 10^{-5}$
Moda	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Mínimo	$2,34 \times 10^{-5}$	$2,68 \times 10^{-5}$	$1,82 \times 10^{-5}$	$1,74 \times 10^{-5}$	$2,38 \times 10^{-5}$	$1,73 \times 10^{-5}$

Máximo	7,71x10 <sup>-5</sup>	2,93x10 <sup>-4</sup>	7,09x10 <sup>-5</sup>	1,18x10 <sup>-4</sup>	6,03x10 <sup>-5</sup>	1,51x10 <sup>-4</sup>
Desvio padrão	2,28x10 <sup>-5</sup>	1,01x10 <sup>-5</sup>	2,31x10 <sup>-5</sup>	3,67x10 <sup>-5</sup>	1,66x10 <sup>-5</sup>	6,26x10 <sup>-5</sup>
Coef. de variação (%)	57,72	79,51	45,17	60,36	43,69	107,14
Assimetria	1,54	1,40	-1,45	0,86	1,05	1,80
Curtose	1,91	2,59	2,27	1,83	-0,02	3,25

Tabela 2. Estatísticas descritivas relativas à atividade da enzima CAT ( $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$  metabolizado  $\text{min}^{-1}$  mg de proteína<sup>-1</sup>) nas brânquias dos indivíduos no teste realizado durante o período do inverno.

Obs.: N.E. = Não Existente.

Na Tabela 3 encontra-se o teste *t* de Student, relativo à comparação entre as médias obtidas nos diferentes tratamentos, nas brânquias dos organismos testados.

Pontos testados	Atividade enzimática média
CTR	3,95x10 <sup>-5</sup> <b>b</b>
P1	1,27x10 <sup>-4</sup> <b>a</b>
P2	5,12x10 <sup>-5</sup> <b>a b</b>
P3	6,08x10 <sup>-5</sup> <b>a b</b>
P4	3,79x10 <sup>-5</sup> <b>b</b>
P5	5,84x10 <sup>-5</sup> <b>a b</b>

Tabela 3. Comparação entre as médias das atividades de CAT ( $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$  metabolizado  $\text{min}^{-1}$  mg de proteína<sup>-1</sup>) registradas nas brânquias, em cada ponto do teste conduzido no inverno, ao nível de significância de 5% pelo teste *t* de Student.

Obs.: Médias nas colunas seguidas da mesma letra não diferem a 5% de significância pelo teste *t* de Student.

Nota-se diferença estatisticamente significativa entre as atividades dos tratamentos Controle e P1 e entre P1 e P4. Os pontos P2, P3, P4 e P5 não diferiram entre eles.

Com relação aos dados dos hepatopâncreas, a Tabela 4 apresenta os dados das estatísticas descritivas relativas.

Parâmetros estatísticos	CTR	P1	P2	P3	P4	P5
Média	6,29x10 <sup>-4</sup>	1,46x10 <sup>-4</sup>	1,38x10 <sup>-4</sup>	1,90x10 <sup>-4</sup>	7,07x10 <sup>-5</sup>	4,21x10 <sup>-4</sup>
Mediana	3,92x10 <sup>-6</sup>	1,53x10 <sup>-5</sup>	2,01x10 <sup>-5</sup>	1,15x10 <sup>-5</sup>	3,48x10 <sup>-6</sup>	5,83x10 <sup>-6</sup>
Moda	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Mínimo	1,34x10 <sup>-6</sup>	3,61x10 <sup>-6</sup>	3,69x10 <sup>-6</sup>	8,65x10 <sup>-6</sup>	1,65x10 <sup>-6</sup>	9,08x10 <sup>-7</sup>
Máximo	0,00310	5,52x10 <sup>-4</sup>	5,83x10 <sup>-4</sup>	7,27x10 <sup>-4</sup>	2,74x10 <sup>-4</sup>	0,00167
Desvio padrão	0,00138	2,70x10 <sup>-4</sup>	2,51x10 <sup>-4</sup>	3,58x10 <sup>-4</sup>	1,36x10 <sup>-4</sup>	8,34x10 <sup>-4</sup>
Coef. de variação (%)	221,21	184,47	181,44	188,90	191,88	198,01
Assimetria	2,23	2,00	2,15	2,00	2,00	2,00
Curtose	5,00	4,00	4,67	4,00	4,00	4,00

Tabela 4. Estatísticas descritivas para a atividade da enzima CAT ( $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$  metabolizado  $\text{min}^{-1}$  mg de proteína<sup>-1</sup>) nos hepatopâncreas dos indivíduos no teste realizado durante o período do inverno.

Obs.: N.E. = Não Existente.

Na Tabela 5 encontram-se o teste comparativo de médias, onde constata-se que não há diferença estatisticamente relevante ao nível de significância de 5% entre as atividades enzimáticas médias obtidas nos tratamentos.

Pontos testados	Atividade enzimática média
CTR	$6,25 \times 10^{-4} a$
P1	$1,46 \times 10^{-4} a$
P2	$1,38 \times 10^{-4} a$
P3	$1,90 \times 10^{-4} a$
P4	$7,07 \times 10^{-4} a$
P5	$4,21 \times 10^{-4} a$

Tabela 5. Comparação entre as médias das atividades de CAT ( $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$  metabolizado  $\text{min}^{-1}$  mg de proteína $^{-1}$ ) registradas nos hepatopâncreas, em cada ponto do teste conduzido no período de inverno, ao nível de significância de 5% pelo teste *t* de Student.

Obs.: Médias nas colunas seguidas da mesma letra não diferem a 5% de significância pelo teste *t* de Student.

A atividade de CAT obtida tanto para as brânquias quanto para os hepatopâncreas no período do verão estão expressos no Gráfico 2.

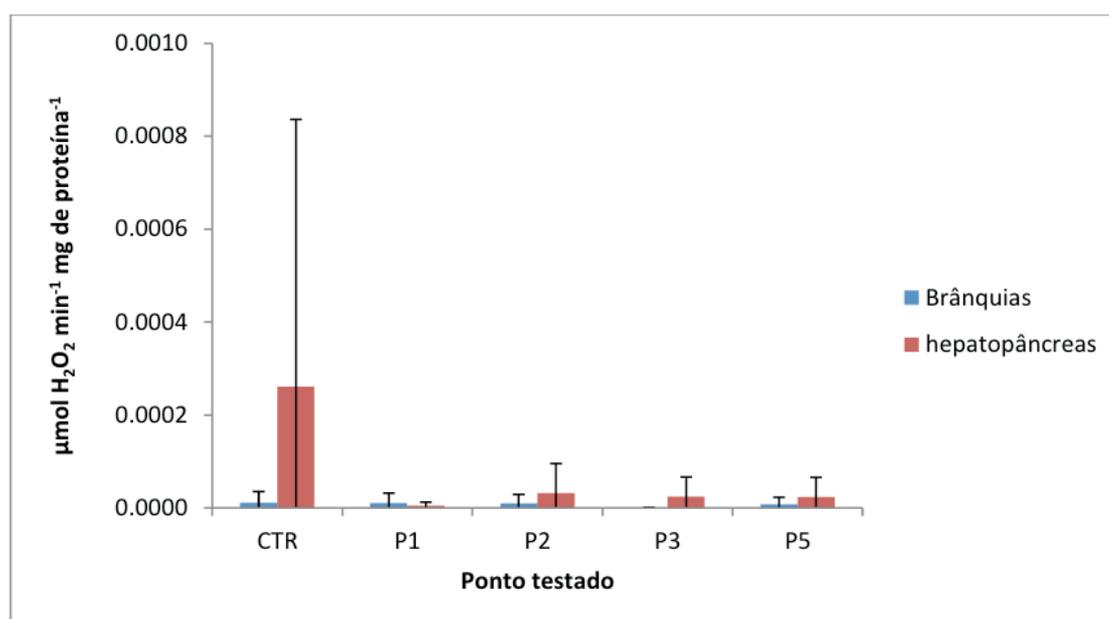


Gráfico 2. Atividades médias da enzima CAT registradas durante o verão.

Fonte: Autores, 2019.

Assim como no inverno não foi observada diferença estatística significativa, as atividades médias registradas nos hepatopâncreas foram superiores às detectadas nas brânquias, com destaque para os pontos Controle, no qual houve uma diferença de aproximadamente 24 vezes, e P3, no qual verificou-se uma diferença de aproximadamente 43 vezes. A exceção, neste caso, encontra-se no ponto P1, no qual a atividade nas brânquias acabou sendo superior a mais de 2 vezes à encontrada nos hepatopâncreas. No ponto P2, os hepatopâncreas apresentaram uma atividade

enzimática 3,29 vezes superior à das brânquias e 3,09 vezes maior no ponto P5.

A Tabela 6 apresenta valores obtidos de parâmetros de estatística descritiva para a atividade enzimática nas brânquias.

Parâmetros estatísticos	CTR	P1	P2	P3	P4	P5
Média	$1,10 \times 10^{-5}$	$1,04 \times 10^{-5}$	$9,71 \times 10^{-6}$	$5,71 \times 10^{-7}$	N.M.	$7,53 \times 10^{-6}$
Mediana	$1,33 \times 10^{-6}$	$4,83 \times 10^{-7}$	$1,28 \times 10^{-6}$	$5,56 \times 10^{-7}$	N.M.	$1,05 \times 10^{-6}$
Moda	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Mínimo	$1,21 \times 10^{-7}$	$1,41 \times 10^{-7}$	$2,29 \times 10^{-7}$	$1,69 \times 10^{-7}$	N.M.	$2,58 \times 10^{-7}$
Máximo	$6,03 \times 10^{-5}$	$4,88 \times 10^{-5}$	$4,45 \times 10^{-5}$	$1,00 \times 10^{-6}$	N.M.	$3,48 \times 10^{-5}$
Desvio padrão	$2,42 \times 10^{-5}$	$2,15 \times 10^{-5}$	$1,95 \times 10^{-5}$	$3,41 \times 10^{-7}$	N.M.	$1,53 \times 10^{-5}$
Coef. de variação (%)	219,24	207,29	200,32	59,76	N.M.	202,51
Assimetria	2,44	2,23	2,23	0,27	N.M.	2,23
Curtose	5,97	4,97	4,97	1,53	N.M.	4,99

Tabela 6. Estatísticas descritivas para a atividade da enzima CAT ( $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$  metabolizado  $\text{min}^{-1}$  mg de proteína $^{-1}$ ) nas brânquias dos indivíduos no teste realizado durante o período do verão.

Obs.: N.E. = Não Existente; N.M. = Não Mensurado(a).

O teste comparativo de médias encontra-se na Tabela 7, onde constata-se que não há diferença estatisticamente relevante ao nível de significância de 5% entre as atividades enzimáticas médias obtidas nos tratamentos em questão.

Pontos testados	Atividade enzimática média
CTR	$1,10 \times 10^{-5}$ <b>a</b>
P1	$1,04 \times 10^{-5}$ <b>a</b>
P2	$9,71 \times 10^{-6}$ <b>a</b>
P3	$5,71 \times 10^{-7}$ <b>a</b>
P4	N.M.
P5	$7,53 \times 10^{-6}$ <b>a</b>

Tabela 7. Comparação entre as médias das atividades de CAT ( $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$  metabolizado  $\text{min}^{-1}$  mg de proteína $^{-1}$ ) registradas nas brânquias, em cada ponto do teste conduzido no período de verão, ao nível de significância de 5% pelo teste *t* de Student.

Obs.: Médias nas colunas seguidas da mesma letra não diferem a 5% de significância pelo teste *t* de Student; N.M. = Não Mensurada.

Na Tabela 8 está contido o resumo estatístico dos valores de atividade obtidos nos hepatopâncreas.

Parâmetros estatísticos	CTR	P1	P2	P3	P4	P5
Média	$2,61 \times 10^{-4}$	$4,68 \times 10^{-6}$	$3,19 \times 10^{-5}$	$2,44 \times 10^{-5}$	N.M.	$2,33 \times 10^{-5}$
Mediana	$9,33 \times 10^{-6}$	$1,13 \times 10^{-6}$	$4,69 \times 10^{-6}$	$5,02 \times 10^{-6}$	N.M.	$5,93 \times 10^{-6}$
Moda	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.M.	N.E.
Mínimo	$2,44 \times 10^{-6}$	$1,73 \times 10^{-7}$	$9,30 \times 10^{-7}$	$3,15 \times 10^{-6}$	N.M.	$1,15 \times 10^{-7}$

Máximo	0,00143	1,80x10 <sup>-5</sup>	1,46x10 <sup>-4</sup>	9,85x10 <sup>-5</sup>	N.M.	9,85x10 <sup>-5</sup>
Desvio padrão	5,75x10 <sup>-4</sup>	7,55x10 <sup>-6</sup>	6,36x10 <sup>-5</sup>	4,15x10 <sup>-5</sup>	N.M.	4,21x10 <sup>-5</sup>
Coef. de variação (%)	220,45	161,74	199,52	169,97	N.M.	181,06
Assimetria	2,42	2,10	2,23	2,21	N.M.	2,21
Curtose	5,89	4,49	4,98	4,91	N.M.	4,91

Tabela 8. Estatísticas descritivas para a atividade da enzima CAT ( $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$  metabolizado  $\text{min}^{-1}$  mg de proteína<sup>-1</sup>) nos hepatopâncreas dos indivíduos no teste realizado durante o período do verão.

Obs.: N.M. = Não Mensurado(a).

Além da análise de parâmetros descritivos, procedeu-se com a análise de diferença estatística entre as atividades médias de cada ponto. Para tal, efetuou-se um teste *t* de Student com um nível de significância de 5%, cujos resultados estão expressos a seguir, na Tabela 9.

Pontos testados	Atividade enzimática média
CTR	2,61x10 <sup>-4</sup> <b>a</b>
P1	4,68x10 <sup>-6</sup> <b>a</b>
P2	3,19x10 <sup>-5</sup> <b>a</b>
P3	2,44x10 <sup>-5</sup> <b>a</b>
P4	N.M.
P5	2,33x10 <sup>-5</sup> <b>a</b>

Tabela 9. Comparação entre as médias das atividades de CAT ( $\mu\text{mol H}_2\text{O}_2$  metabolizado  $\text{min}^{-1}$  mg de proteína<sup>-1</sup>) registradas nos hepatopâncreas, em cada ponto do teste conduzido no período de verão, ao nível de significância de 5% pelo teste *t* de Student.

Obs.: Médias nas colunas seguidas da mesma letra não diferem a 5% de significância pelo teste *t* de Student; N.M. = Não Mensurada.

Conforme a tabela acima, não há diferença estatisticamente relevante ao nível de significância de 5% entre as atividades enzimáticas médias obtidas nos tratamentos em questão.

### 3.2 GST

A atividade da GST obtidos tanto para as brânquias quanto para os hepatopâncreas no período do inverno estão expressos no Gráfico 3.

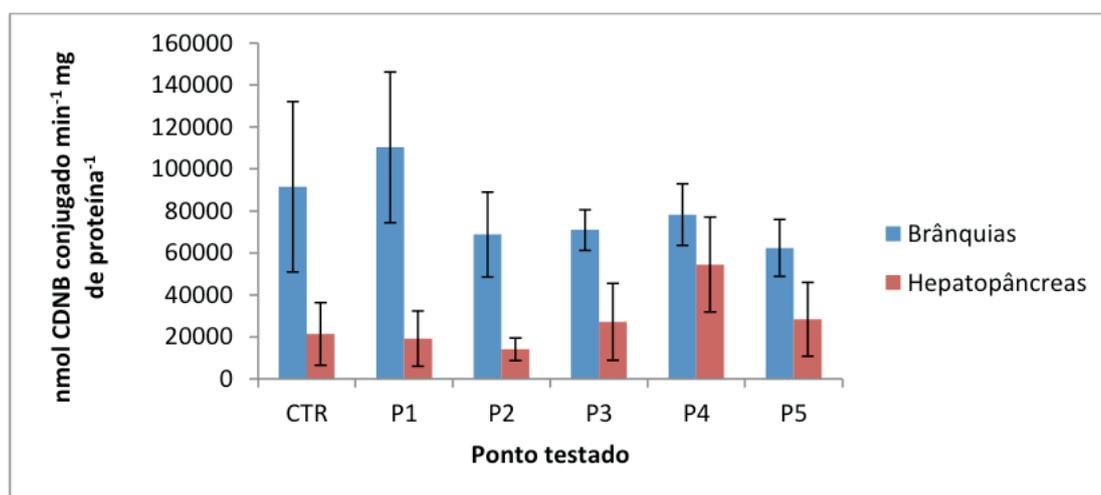


Gráfico 3. Atividades médias da enzima GST registradas durante o inverno.

Fonte: Autores, 2019.

De forma contrária à observada para a enzima CAT, a GST apresentou, em todos os pontos analisados, atividades maiores nas brânquias, se comparadas às obtidas no hepatopâncreas. A maior diferença entre os valores referentes a ambos os órgãos foi registrada no ponto P2, no qual a atividade nas brânquias foi 4,87 vezes superior à mensurada no hepatopâncreas. Já a menor diferença ocorre em P4, sendo apenas 1,44 vez maior nas brânquias. No Controle, o órgão registrou atividade enzimática 4,27 vezes superior; 3,43 vezes em P1; 2,6 vezes em P3 e 2,2 vezes no tratamento P5.

A Tabela 10 expressa os valores obtidos de parâmetros de estatística descritiva para a atividade enzimática nas brânquias.

Parâmetros estatísticos	CTR	P1	P2	P3	P4	P5
Média	91527,62	110330,05	68777,50	70986,96	78233,38	62371,20
Mediana	83359,47	84913,74	72971,14	67138,65	83361,23	54767,13
Moda	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Mínimo	39907,67	65003,73	44843,69	59541,43	56553,27	54269,66
Máximo	142925,16	208687,31	93948,33	84359,30	89657,79	78076,85
Desvio padrão	40671,41	57492,43	20243,02	9706,10	14756,06	13603,76
Coef. de variação (%)	44,44	52,11	29,43	13,67	18,86	21,81
Assimetria	0,08	1,79	-0,05	0,48	-1,75	1,73
Curtose	-1,17	3,32	-1,84	-0,83	3,33	N.E.

Tabela 10. Estatísticas descritivas para a atividade da enzima GST (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>) nas brânquias dos indivíduos no teste realizado durante o período do inverno.

Obs.: N.E. = Não Existente.

Segundo o teste *t* de Student contido na Tabela 11, não houve diferença

estatisticamente relevante ao nível de significância de 5% entre as atividades enzimáticas médias.

Pontos testados	Atividade enzimática média
CTR	91527,62 <b>a</b>
P1	110330,05 <b>a</b>
P2	68777,50 <b>a</b>
P3	70986,96 <b>a</b>
P4	78233,38 <b>a</b>
P5	62371,20 <b>a</b>

Tabela 11. Comparação entre as médias das atividades de GST (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>) registradas nas brânquias, em cada ponto do teste conduzido no período de inverno, ao nível de significância de 5% pelo teste *t* de *Student*.

Obs.: Médias nas colunas seguidas da mesma letra não diferem a 5% de significância pelo teste *t* de *Student*.

A Tabela 12 apresenta o resumo estatístico dos valores de atividade obtidos nos hepatopâncreas.

Parâmetros estatísticos	CTR	P1	P2	P3	P4	P5
Média	21408,61	19271,84	14113,32	27095,46	54456,07	28345,38
Mediana	17902,10	16420,17	14156,68	21276,20	48253,19	34035,60
Moda	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Mínimo	2436,16	2395,50	7681,83	11692,89	36255,43	3886,64
Máximo	40706,25	34223,87	21821,68	58207,59	85062,47	41423,69
Desvio padrão	14851,72	13125,78	5503,64	18332,83	22626,13	17620,06
Coef. de variação (%)	69,37	68,11	39,00	67,66	41,55	62,16
Assimetria	0,12	0,02	0,38	1,70	1,07	-1,26
Curtose	-0,82	-1,99	-0,53	3,13	-0,11	0,78

Tabela 12. Estatísticas descritivas obtidas para a atividade da enzima GST (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>) nos hepatopâncreas dos indivíduos no teste realizado durante o período do inverno.

Obs.: N.E. = Não Existente.

Na Tabela 13 encontra-se o teste comparativo de médias, constatando-se que somente a média referente ao ponto P4 apresenta diferença expressiva em relação às demais a 5% de significância, dado o fato de seu valor ser consideravelmente mais elevado.

Pontos testados	Atividade enzimática média
CTR	21408,61 <b>b</b>
P1	19271,84 <b>b</b>
P2	14113,32 <b>b</b>
P3	27095,46 <b>b</b>

P4	54456,07 <i>a</i>
P5	28345,38 <i>b</i>

Tabela 13. Comparação entre as médias das atividades de GST (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>) registradas nos hepatopâncreas, em cada ponto do teste conduzido no período de inverno, ao nível de significância de 5% pelo teste t de *Student*.

Obs.: Médias nas colunas seguidas da mesma letra não diferem a 5% de significância pelo teste t de *Student*.

Os níveis médios de atividade obtidos tanto para as brânquias quanto para os hepatopâncreas no período do verão estão expressos no Gráfico 4.

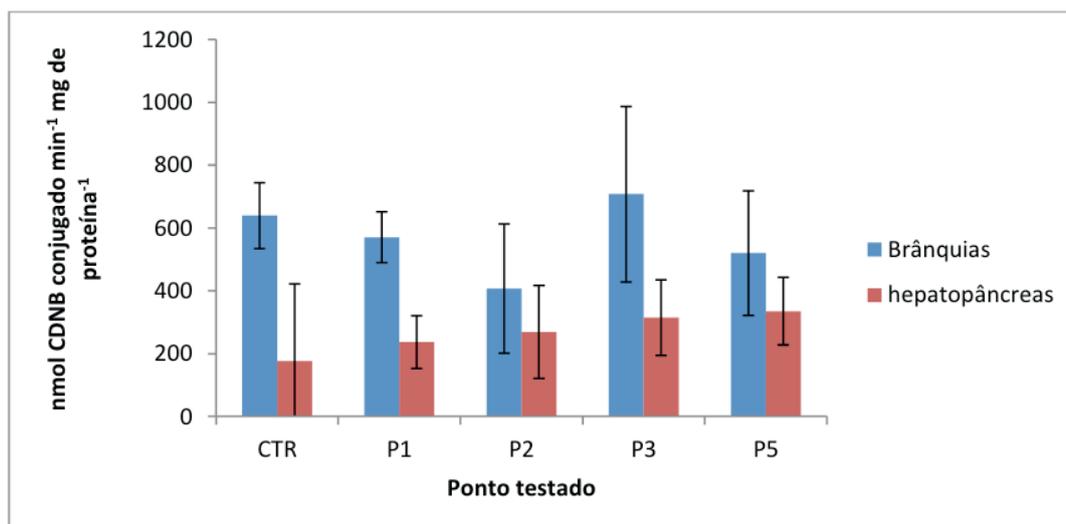


Gráfico 4. Atividades médias da enzima GST registradas durante o verão.

Fonte: Autores, 2019.

Em relação às análises conduzidas no período de inverno, as atividades enzimáticas médias apresentam valores de ordem consideravelmente inferior.

Na Tabela 14 encontram-se os parâmetros das estatísticas descritivas para a atividade enzimática nas brânquias.

Parâmetros estatísticos	CTR	P1	P2	P3	P4	P5
Média	639,35	570,43	407,56	707,65	N.M.	520,25
Mediana	683,20	594,23	327,23	810,64	N.M.	450,05
Moda	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Mínimo	471,85	448,42	228,23	237,69	N.M.	305,42
Máximo	733,55	647,17	730,23	945,82	N.M.	769,17
Desvio padrão	105,12	81,09	205,55	278,98	N.M.	198,14
Coef. de variação (%)	16,44	14,21	50,43	39,42	N.M.	38,09
Assimetria	-1,01	-0,93	1,20	-1,65	N.M.	0,40
Curtose	-0,64	-0,16	0,65	2,86	N.M.	-2,31

Tabela 14. Estatísticas descritivas obtidas para a atividade da enzima GST (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>) nas brânquias dos indivíduos no teste realizado durante o período do verão.

Obs.: N.E. = Não Existente; N.M. = Não Mensurado(a).

Ao comparar os comportamentos das atividades em um mesmo ponto, estes são similares, com as brânquias registrando valores superiores em relação aos dos hepatopâncreas em todos os tratamentos utilizados. No teste comparativo de médias (Tabela 15), a menor das atividades médias, referente ao ponto P2, somente apresenta diferença estatisticamente significativa a 5% em relação à atividade do ponto P3. Entre os demais valores obtidos, não foi observada diferença significativa.

Pontos testados	Atividade enzimática média
CTR	639,35 <b>a b</b>
P1	570,43 <b>a b</b>
P2	407,56 <b>b</b>
P3	707,65 <b>a</b>
P4	N.M.
P5	520,25 <b>a b</b>

Tabela 15. Comparação entre as médias das atividades de GST (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>) registradas nas brânquias, em cada ponto do teste conduzido no período de verão, ao nível de significância de 5% pelo teste *t* de *Student*.

Obs.: Médias nas colunas seguidas da mesma letra não diferem a 5% de significância pelo teste *t* de *Student*; N.M. = Não Mensurada.

A Tabela 16 encontra-se o resumo estatístico dos valores de atividade obtidos nos hepatopâncreas.

Parâmetros estatísticos	CTR	P1	P2	P3	P4	P5
Média	176,32	236,89	269,09	314,64	N.M.	335,21
Mediana	74,33	214,59	191,14	305,68	N.M.	330,96
Moda	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.	N.E.
Mínimo	31,27	152,59	163,87	183,74	N.M.	226,56
Máximo	666,26	351,23	520,02	506,96	N.M.	475,99
Desvio padrão	246,14	84,46	148,57	120,20	N.M.	107,65
Coef. de variação (%)	139,60	35,65	55,21	38,20	N.M.	32,16
Assimetria	2,20	0,55	1,71	1,12	N.M.	0,30
Curtose	4,96	-1,78	2,74	2,03	N.M.	-1,94

Tabela 16. Estatísticas descritivas para a atividade da enzima GST (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>) nos hepatopâncreas dos indivíduos no teste realizado durante o período do verão.

Obs.: N.E. = Não Existente; N.M. = Não Mensurado(a).

Pelo teste de médias (Tabela 17), não há diferença estatisticamente significativa ao nível de significância de 5% entre as atividades enzimáticas médias obtidas nos tratamentos em questão.

Pontos testados	Atividade enzimática média
CTR	172,32 <b>a</b>
P1	236,89 <b>a</b>
P2	269,09 <b>a</b>

P3	314,63 <b>a</b>
P4	N.M.
P5	335,21 <b>a</b>

Tabela 17. Comparação entre as médias das atividades de GST (nmol CDNB conjugado min<sup>-1</sup> mg de proteína<sup>-1</sup>) registradas nos hepatopâncreas, em cada ponto do teste conduzido no período de verão, ao nível de significância de 5% pelo teste t de *Student*.

Obs.: Médias nas colunas seguidas da mesma letra não diferem a 5% de significância pelo teste t de *Student*; N.M. = Não Mensurada.

Os resultados evidenciaram que o hepatopâncreas foi o tecido que melhor respondeu aos estímulos ambientais promovidos pela presença de metais no meio aquático. Apesar das brânquias estarem em contato direto com o meio, a atividades de ambas as enzimas não foram significativas neste tecido, assim como as apresentadas pelo hepatopâncreas. Este resultado corrobora com diversos trabalhos (BARATA et al., 2005; MAIN et al., 2010), que mostram que o hepatopâncreas tem como principal função a detoxificação de substâncias potencialmente tóxicas aos organismos. Dessa forma, este é o órgão de primeira passagem de todos os compostos que são introduzidos nos organismos, e o mais atingido pelos compostos tóxicos.

Apesar de estatisticamente os resultados não possuírem diferença significativa entre si, a atividade da enzima CAT tanto no inverno, quanto no verão, no hepatopâncreas das Aeglas, foi menor em todos os tratamentos com água coletada do lixão. Esse resultado mostra que a presença dos metais na água está interferindo na formação de EROs e na inibição da atividade da CAT neste tecido. Como trata-se de uma mistura, não se pode afirmar qual interfere na atividade da enzima e nos demais processos metabólicos. Martín-Díaz et al. (2008), ao estudarem os efeitos de metais em *Carcinusmaenas* (espécie marinha de crustáceo), detectaram um estímulo na atividade de GST no hepatopâncreas causado por arsênio, cádmio, cromo, ferro, mercúrio, manganês e chumbo. Já Atli et al. (2006), verificaram inibição da CAT em brânquias do peixe de água doce *Oreochromis niloticus* causada por exposição ao íon Cr<sup>6+</sup>, e o estímulo da mesma enzima causado por Cu<sup>3+</sup>. Segundo Maria et al. (2009), isto confirma que há diferenças nos padrões de bioacumulação relacionados à espécie.

Os resultados mostraram que a atividade da GST tanto no inverno quanto no verão foi maior nas brânquias das Aeglas. Embora não houve variação significativa da atividade da enzima nos diferentes pontos de coleta de água, podemos observar uma maior variação da atividade da enzima neste tecido. As brânquias são responsáveis pelos processos de respiração, excreção de compostos nitrogenados e pela íono e osmorregulação. Dessa forma, as enzimas envolvidas nesses processos poderiam indicar se o tecido sofreu com a toxicidade dos metais presentes no meio aquático.

As enzimas CAT e GST são biomarcadores considerados genéricos, ou seja, qualquer composto tóxico pode interferir na sua atividade. Como analisou-se a toxicidade de amostras de água coletadas em um lixão, o efeito da mistura sempre

deverá ser considerado. Dessa forma, a presença de metais tais como: cobre, chumbo, zinco e ferro, mesmo em baixas concentrações, podem interferir de forma significativa no metabolismo das Aeglas, na atividade das enzimas ou na formação de EROs. Como citado anteriormente, o sinergismo ou potenciação do efeito de um metal ou de metais, pode acarretar nos danos observados no presente estudo.

Cabe ressaltar que apesar das coletas terem sido realizadas em períodos diferentes do ano, verão e inverno, os testes de toxicidade foram realizados em laboratório; portanto, a temperatura neste caso não seria um fator determinante nas alterações acima citadas.

#### 4 | CONCLUSÃO

As CAT e GST são excelentes biomarcadores da presença de compostos potencialmente tóxicos em corpos de água. O hepatopâncreas se mostrou o melhor tecido a ser analisado, por sua importância como órgão biotransformador de substâncias que estejam contaminando corpos hídricos e conseqüentemente sendo incorporados pelos organismos.

Possivelmente os metais presentes na água estão promovendo alterações nas atividades de CAT e GST tanto nas brânquias quanto no hepatopâncreas das Aeglas, resultando em danos ao metabolismo desses organismos.

#### 5 | AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela concessão da bolsa de estudos e à Fundação de Amparo à Pesquisa e Inovação do Estado de Santa Catarina (FAPESC) pelo recurso financeiro na forma de material permanente para a realização da pesquisa.

#### REFERÊNCIAS

ATLI, G.; ALPTEKIN, Ö.; TÜKEL, S.; CANLI, M. **Response of catalase activity to Ag<sup>+</sup>, Cd<sup>2+</sup>, Cr<sup>6+</sup>, Cu<sup>2+</sup>, and Zn<sup>2+</sup> in five tissues of freshwater fish Oreochromis niloticus.** Comparative Biology and Physiology, Part C. v. 143, p. 218-224, 2006.

BARATA, C., VARO, I., NAVARRO, J.C., ARUN, S., PORTE, C. **Antioxidant enzyme activities and lipid peroxidation in the freshwater cladoceran Daphnia magna exposed to redox cycling compounds.** Comparative Biochemistry and Physiology, Part C, v. 140, p. 175–186, 2005.

BATHIGE, S.D.N.K. et al. **A mu class glutathione S-transferase from Manila clam Ruditapes philippinarum (RpGST $\mu$ ): Cloning, mRNA expression, and conjugation assays.** Comparative Biochemistry and Physiology, Part C. v. 162, p. 85-95, 2014.

BEUTLER, E. Red Cell Metabolism: **A manual of biochemical methods.** New York: Grune & Stratton.

1975.

BOND-BUCKUP, G.; BUCKUP, L. **A família Aeglidae (Crustacea, Decapoda, Anomura)**. Arquivos de Zoologia. v. 2 (supl. 4); p. 159-346. 1994.

BOND-BUCKUP, G. Família Aeglidae, p. 21-116. In: MELO, G.A.S. **Manual de identificação dos Crustacea Decapoda de água doce do Brasil**. São Paulo, SP: Editora Loyola, 429 p. 2003.

BOOS JÚNIOR, H.; CASTIGLIONI, D.F.; SCHACHT, K.; BUCKUP, L.; BOND-BUCKUP, G. **Crescimento de Aegla jarai Bond-Buckup & Buckup (Crustacea, Anomura, Aeglidae)**. Revista Brasileira de Zoologia, v. 23, p. 490-496, 2006.

CECCONI, I.; SCALONI, A.; RASTELLI, G.; MORONI, M.; VILARDO, P.G.; COSTANTINO, L.; CAPPIELLO, M.; GARLAND, D.; CARPER, D.; PETRASH, J.M.; DEL CORSO, A.; MURA, U. **Oxidative modification of aldose reductase induced by copper ion. Definition of the metal-protein interaction mechanism**. The Journal of Biological Chemistry, v. 277, p. 42017–42027, 2002.

CUNHA, I.; MANGAS-RAMIREZ, E.; GUILHERMINO, L. **Effects of copper and cadmium on cholinesterase and glutathione S-transferase activities of two marine gastropods (Monodonta lineata and Nucella lapillus)**. Comparative Biochemistry and Physiology, Part C, v. 145, p. 648–657, 2007.

DA SILVA, J.; HEUSER, V.; ANDRADE, V. **Biomonitoramento Ambiental**, p. 167-178. In: DA SILVA, J.; ERDTMANN, B.; HENRIQUES, J.A.P. In: DA SILVA, J.; ERDTMANN, B.; HENRIQUES, J.A.P. **Genética Toxicológica**. Porto Alegre, RS: Alcance, 2003.

EATON, D.L.; BAMMLER, T.K. **Concise review of the glutathione S-transferases and their significance to toxicology**. Toxicological Sciences, v. 49, p. 156–164. 1999.

EKINCI, D.; BEYDEMIR, S. **Risk assessment of pesticides and fungicides for acid-base regulation and salt transport in rainbow trout tissues**. Pesticide Biochemistry and Physiology, v. 97, p. 66–70. 2010.

GAO, Y.; SUN X.; SUN, Y.; ZHAO, N.; LI, Y. **Toxic effects of enrofloxacin on growth rate and catalase activity in Eisenia fetida**. Environmental Toxicology and Pharmacology, v. 26, p. 177-180, 2008.

GORNALL, A. G.; BARDAWILL, C. J.; DAVID, M. M. **Determination of serum proteins by means of the biuret reaction**. Journal of Biological Chemistry, v.177, p. 751-766, 1949.

HODGSON, E. Introduction to biotransformation (metabolism). In: KRIEGER, R. (Ed.), **Hayes' Handbook of Pesticide Toxicology**, v. 1, p. 865–875. 2010.

HOSSAIN, M.A. **Molecular mechanism of heavy metal toxicity and tolerance in plants: central role of glutathione in detoxification of reactive oxygen species and methylglyoxal and in heavy metal chelation**. Journal of Botany, v. 2012, p. 1-37, 2012.

KAYA, E.F.; SÖYÜT, H.; BEYDEMIR, S. **Carbonic anhydrase activity from the gilthead sea bream (Sparus aurata) liver: The toxicological effects of heavy metals**. Environmental Toxicology and Pharmacology, v. 36, p. 514-521, 2013.

KEEN, J.H.; HABIG, W.H.; JAKOBY, W.B. **Mechanism for the several activities of the glutathione S-transferases**. Journal of Biological Chemistry, v. 251, n. 20, p. 6183-6188, 1976.

KRYCH-MADEJ, J.; GEBICKA, L. **Interactions of nitrite with catalase: Enzyme activity and reaction kinetics studies**. Journal of Inorganic Biochemistry, v. 171, p. 10-17, 2017.

KUCUK, M.; GULCIN, I. **Purification and characterization of the carbonic anhydrase enzyme from Black Sea trout (*Salmo trutta Labrax Coruhensis*) kidney and inhibition effects of some metal ions on enzyme activity.** *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 44, p. 134-139, 2016.

LEE, K.W.; RAISUDDIN, S.; RHEE, J.S.; HWANG, D.S.; YU, I.T.; LEE, Y.M.; PARK, H.G.; LEE, J.S. **Expression of glutathione S-transferase (GST) genes in the marine copepod *Tigriopus japonicus* exposed to trace metals.** *Aquatic Toxicology*, v. 89, p. 158–166. 2008.

MAIN, W.P.L.; ROSS, C.; BIELMYER, G.K. 2010. **Copper accumulation and oxidative stress in the sea anemone, *Aiptasia pallida*, after waterborne copper exposure.** *Comparative Biology and Physiology, Part C*, v. 151, p. 216–221, 2010.

MARIA, V.L.; SANTOS, M.A.; BEBIANNO, M.J. **Contaminant effects in shore crabs (*Carcinus maenas*) from Ria Formosa lagoon.** *Comparative Biology and Physiology, Part C*, v. 150, p. 196-208, 2009.

MARTÍN-DÍAZ, M.L.; BLASCO, J.; SALES, D.; DEL VALLS, T.A. **Field validation of a battery of biomarkers to assess sediment quality in Spanish ports.** *Environmental Pollution*, v. 151, p. 631–640, 2008.

NIKOLIC, T.V.; KOJIC, D.; ORCIC, S.; BATINIC, D.; VUKASINOVIC, E.; BLAGOJEVIC, D.P.; PURAC, J. **The impact of sublethal concentrations of Cu, Pb and Cd on honeybee redox status, superoxide dismutase and catalase in laboratory conditions.** *Chemosphere*, v. 164, p. 98-105, 2016.

REGOLI, F. **Biochemical characterization of the antioxidant system in the scallop *Adamussium colbecki*, a sentinel organism for monitoring the Antarctic environment.** *Polar Biology*, v. 17, p. 251–258. 1997.

SHAILAJA, M.S.; D'SILVA, C. **Evaluation of impact of PAH on a tropical fish, *Oreochromis mossambicus* using multiple biomarkers.** *Chemosphere*, v. 53, p. 835–841, 2003.

VALAVANIDIS, A. **Molecular biomarkers of oxidative stress in aquatic organisms in relation to toxic environmental pollutants.** *Ecotoxicology and Environmental Safety*, v. 64, p. 178-189, 2006.

VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N.P.E. **Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review.** *Environmental Toxicology and Pharmacology*, v. 13, n. 2, p. 57-149, 2003.

WON, E.J.; KIM, R.O.; RHEE, J.S.; PARK, G.S.; LEE, J.; SHIN, K.H.; LEE, Y.M.; LEE, J.S. **Response of glutathione S-transferase (GST) genes to cadmium exposure in the marine pollution indicator worm, *Perinereis nuntia*.** *Comparative Biochemistry and Physiology, Part C*, v. 154, p. 82-92, 2011.

ZAGATTO, P.A.; BERTOLETTI, E. **Introdução de Agentes Químicos no Ambiente. Ecotoxicologia aquática: princípios e aplicações.** São Carlos, SP: Rima, 2006.

## CARACTERIZAÇÃO DAS ÁGUAS E CONCENTRAÇÃO DE FERRO EM ÁREAS RURAIS COM INTENSA ATIVIDADE AGROPECUÁRIA NO MUNICÍPIO DE BOM RETIRO-SC

**Daniely Neckel Rosini**

Universidade do Estado de Santa Catarina  
Lages – SC

**Valter Antonio Becegato**

Universidade do Estado de Santa Catarina  
Lages – SC

**Pâmela Becali Vilela**

Universidade do Estado de Santa Catarina  
Lages – SC

**Amanda Dalalibera**

Universidade do Estado de Santa Catarina  
Lages – SC

**Jordana dos Anjos Xavier**

Universidade do Estado de Santa Catarina  
Lages – SC

**RESUMO:** O Brasil é um país com intensa atividade agropecuária e essas atividades geram impactos ambientais, principalmente nas áreas rurais. O objetivo deste estudo foi realizar uma análise físico-química e diagnosticar a quantidade de ferro presente na água em áreas rurais com intensa atividade agrícola e pecuária no município de Bom Retiro-SC. Para isso, foi realizada uma análise com sondas portáteis dos parâmetros pH, ORP, OD, temperatura, STD, CE e salinidade de 25 pontos de amostras de água em áreas com cultivo de cebola, milho, soja, tomate, bovinos e suínos. Além disso, foi diagnosticado também a presença de Fe,

cujas determinações foram realizadas por Espectrometria de Absorção Atômica de Alta Resolução com Fonte Contínua. Seis amostras, influenciadas diretamente pela criação de suínos e bovinos, apresentaram concentrações de Fe acima do que está determinado na legislação ambiental. O uso de fertilizantes, agrotóxicos e dejetos de animais interfere na qualidade ambiental.

**PALAVRAS-CHAVE:** Concentração de Fe, Dejetos de animais, Qualidade da água.

**ABSTRACT:** Brazil is a country with intense agricultural activity and these activities generate environmental impacts, especially in rural areas. The aim of this study was to perform a physicochemical analysis and diagnose the amount of iron present in water in rural areas with intense agricultural and livestock activities in the municipality of Bom Retiro-SC. For this, an analysis was performed with portable probes of the parameters pH, ORP, DO, temperature, TDS, EC and salinity of 25 points of water samples in areas with onion, corn, soybean, tomato, cattle and swine cultivations. In addition, the presence of Fe was also diagnosed, which was determined by Continuous Source High-Resolution Atomic Absorption Spectrometry. Six samples, directly influenced by swine and cattle farming, presented Fe concentrations above the limits determined by the environmental legislation. The use of fertilizers, pesticides and

animal waste interferes with environmental quality.

**KEYWORDS:** Fe Concentration, Animal Waste, Water Quality.

## 1 | INTRODUÇÃO

Quando a densidade populacional começou a aumentar consideravelmente, a relação entre as espécies também mudou. A exploração de recursos naturais cresceu para sustentar um novo estilo de vida e o aumento da demanda por alimento. O Brasil se destaca mundialmente por ser um país com intensa atividade agropecuária (EMBRAPA, 2018). A produção de alimentos em grande escala, que necessita de extensas áreas para cultivo, gera diversos impactos ao ambiente (MAHLER, 2012).

Muitos produtos foram desenvolvidos com foco em problemas instantâneos e não em crises planetárias e os países subdesenvolvidos, como o Brasil, acabam utilizando os agroquímicos de forma descontrolada, causando diversos impactos ambientais (GARVEY, TYFIELD e MELLO, 2017). Um curso d'água poluído ameaça uma imensurável variedade de vida. A água é um bem precioso, é fonte de vida e acaba sendo um ponto receptor dos poluentes e responsável por dispersar os mesmos (MAHLER *et al*, 2012).

O consumo de água no meio rural é de 80,7% do consumo total no Brasil, sendo 67,2% destinado à irrigação, 11,1% ao consumo animal e 2,4% ao consumo humano. Cerca de 40% da água utilizada não é aproveitada pelas plantas. Além do alto consumo, a poluição dos recursos hídricos ocorre também no meio rural, devido ao uso excessivo de fertilizantes, pesticidas e processos erosivos (EMBRAPA, 2018).

Um desses problemas de contaminação do ambiente em áreas rurais, é pelos metais, sendo que muitos estão disponíveis naturalmente no solo, mas desde a revolução industrial, a distribuição e disponibilidade têm aumentado significativamente (WAGNER E KAUPENJOHANN, 2014).

A aplicação de fertilizantes, agrotóxicos, irrigação e poluição atmosférica são as principais fontes antropogênicas de metais tóxicos em áreas agrícolas. O relevo, o clima, o desenvolvimento econômico, a produção industrial e o estilo de vida da população interferem na disposição dos metais no ambiente (BIGALKE *et al.*, 2017).

Alguns metais não são considerados tóxicos dependendo da sua concentração no ambiente. O ferro é um micronutriente essencial para as plantas, mas o excesso causa danos fisiológicos (SAHRAWAT, 2004; SIQUEIRA-SILVA, 2012). No ser humano, o ferro é considerado um elemento secundário que constitui 0,005% do corpo, fazendo parte da hemoglobina, proteína que carrega oxigênio nos eritrócitos. Porém, o ferro em excesso pode ser depositado nos tecidos de órgãos como fígado, coração, hipófise, glândulas e pâncreas e causar mudanças na cor da pele, diabetes melito, cirrose e anomalias articulares e ósseas (TORTORA, 2016).

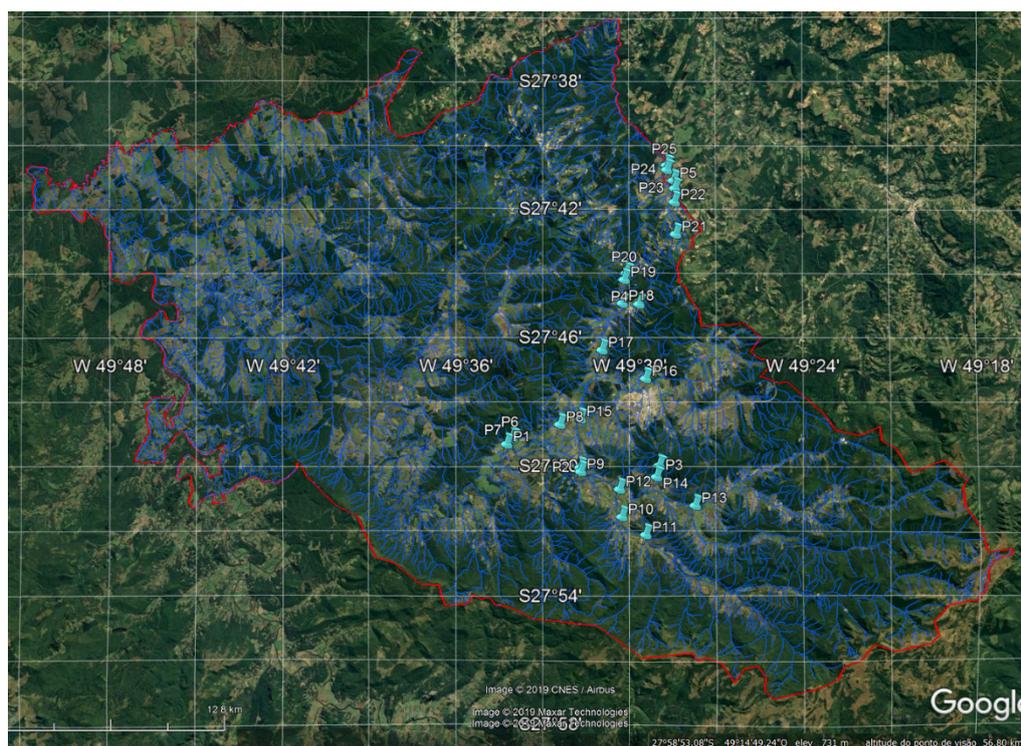
O objetivo deste estudo foi caracterizar a água das áreas rurais influenciadas

por atividades agropecuárias no município de Bom Retiro-SC e analisar os níveis de ferro encontrados nos corpos hídricos, comparando com o que está disposto na legislação brasileira CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005).

## 2 | METODOLOGIA

Bom Retiro é uma pequena cidade da região serrana de Santa Catarina, com cerca de nove mil habitantes. O município está inserido nas sub-bacias Uruguai e Atlântico-Sudeste. Localiza-se a uma latitude  $27^{\circ}47'50''$  sul e a uma longitude  $49^{\circ}29'21''$  oeste, com altitude média de 890 metros. A economia do município concentra-se, principalmente, nas atividades agrícolas e pecuárias, entre elas destaca-se as culturas de maçã, milho, soja, cebola e tomate (IBGE, 2010). Tais espécies necessitam do uso de agrotóxicos e fertilizantes, que por vezes, são utilizados de maneira indiscriminada, ocasionando a contaminação ambiental na região e conseqüentemente, gerando muitos impactos para a vida das pessoas.

Os pontos de coleta da água foram selecionados por estarem localizados nas principais áreas de produção agropecuária no município de Bom Retiro-SC.



**Figura 1** – Pontos de coleta de água

O polígono vermelho delimita a área do município. Os pontos marcados em azul são os pontos de coleta de água e sedimentos da área objeto de estudo. Mapa produzido no ArGIS 10.4 e Google Earth Pro.

Fonte: Autores, 2019.



Figura 2 – Pontos de coleta da água na área rural de Bom Retiro-SC.

Fonte: Autores, 2019.

As amostras de água foram coletadas nos dias 06 e 07 de dezembro de 2018. Coletaram-se as 25 amostras de água com um balde, onde foram aferidas as variáveis em triplicatas e os valores anotados (ABNT, 1987). Com a sonda

multiparâmetro portátil HI 98194, marca Hanna, determinou-se *in loco* os parâmetros potencial hidrogeniônico (pH), potencial de oxirredução (ORP), condutividade elétrica (CE), salinidade e sólidos totais dissolvidos (STD). A sonda portátil POL-60 da marca Politerm foi utilizada em campo para determinação do parâmetro oxigênio dissolvido (OD).

A determinação da concentração de ferro nas 25 amostras de água coletadas dos rios, seguiu os métodos descritos no Standard Methods for the Examination of Water Wastewater (APHA, 2012).

O método 3030 E (APHA, 2012) serviu como base para realização da digestão das amostras. Através do método da chama de direta ar/acetileno, método 3111 B (APHA, 2012) foi realizada a determinação do ferro, utilizando-se a Espectrometria de Absorção Atômica de Alta resolução com fonte contínua (AR-FC EAA), utilizando o equipamento Espectrofotômetro de Absorção Atômica, marca Analytik Jena AG, modelo ContrAA 700, que foi calibrado com solução padrão de ferro.

Os resultados obtidos foram comparados com a resolução CONAMA n. 357/2005 (Brasil, 2005), que dispõe sobre a classificação dos corpos d'água.

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

#### 3.1 Análise Físico-Química da Água

Os parâmetros analisados foram o potencial hidrogeniônico, potencial de oxirredução, oxigênio dissolvido, temperatura, condutividade elétrica, salinidade e sólidos totais dissolvidos.

##### 3.1.1 Potencial hidrogeniônico

O potencial hidrogeniônico (pH) é um indicativo de acidez, neutralidade ou alcalinidade, pois indica a concentração de íons hidrogênio ( $H^+$ ) (LOPES, 2016). O pH fornece informações importantes sobre a qualidade da água, é um parâmetro para monitoramento ambiental, pois pode indicar a disponibilidade de metais e a extensão da poluição dos recursos hídricos (OLIVEIRA, 2015). O pH é influenciado de forma natural ou antropogênica e sofre alterações devido a fotossíntese, adsorção de gases da atmosfera, oxidação da matéria orgânica, dissolução de rochas e composição do solo (PAULA et al., 2010).

As águas das áreas rurais de Bom Retiro-SC apresentaram pH médio de 7,04, com mínimo de 4,38 e máximo de 8,12. Observase que apenas a amostra (A05) apresenta pH abaixo do que é estabelecido pela resolução CONAMA n. 357/2005 (Figura 3). Essa resolução estabelece valores de pH entre 6 a 9 para águas da classe especial, I, II, III e IV (BRASIL, 2005).

O pH ácido pode ser justificado pela localização do ponto de coleta. Este ponto é caracterizado por ser uma nascente que não possui mata ciliar, em uma região

de pasto onde há manejo de gado no local, o que pode contribuir para o aumento de matéria orgânica. Além disso, como havia sol no momento da coleta, o pH pode apresentar mudanças ao longo do dia por causa da incidência da radiação solar, devido aos processos bioquímicos que ocorrem nas águas (HERMES e SILVA, 2004).

### *3.1.2 Potencial de oxirredução*

O potencial de oxirredução (ORP) mede a capacidade do meio de transferir elétrons, permite analisar se a amostra fornece ou recebe mais elétrons na solução, variando conforme os íons presentes. Em uma reação de oxirredução, se uma substância for oxidada (perder elétrons) a outra deve ser reduzida (ganhar elétrons). Isso faz com que seja possível estabelecer espécies quimicamente predominantes (VASCONCELLOS, 2015).

Apesar de ser extremamente importante no monitoramento ambiental, a resolução CONAMA n. 357/2005 (Brasil, 2005) não estabelece valores de referência para este parâmetro. Nas amostras analisadas, o ORP variou de 133 a 332 mV, com maior valor registrado no P01 e uma média de 264,05 mV (Figura 3). Todos os pontos indicaram valores positivos de ORP, o que indica condições oxidantes. Quanto mais elevado o ORP, maior é a eliminação de poluentes emergentes (AVILA et al., 2013). Todos os pontos apresentaram valores acima de 100 mV.

### *3.1.3 Oxigênio dissolvido*

O oxigênio dissolvido (OD) fornece informações sobre a capacidade de autodepuração e qualidade da água, por isso é um importante parâmetro para a avaliação de ecossistemas aquáticos (AMORIM et al., 2017). O oxigênio dissolvido presente na água é essencial para o desenvolvimento dos organismos aeróbios (LOPES, 2016).

Como é possível observar na Figura 3, os valores de oxigênio dissolvido encontrados nas amostras de água mostraram que, segundo a resolução CONAMA n. 357/2005 (Brasil, 2005), todos os corpos d'água estão enquadrados em classe I, pois possuem níveis superiores a 6 mg/L de OD. Isso demonstra que os corpos d'água não possuem um déficit de oxigênio e não tem excesso de matéria orgânica (EFFENDIA et al., 2015). Os dados apresentaram uma variação, devido aos tipos de solo, geologia, turbulência e temperatura.

### *3.1.4 Temperatura*

A temperatura da água influencia as propriedades, reações químicas, processos biogeoquímicos e funções enzimáticas dos organismos, por isso é considerado um importante parâmetro para a caracterização dos corpos d'água (WANG et al., 2013).

De acordo com a Figura 3 os valores de temperatura oscilaram entre 16,6 a 24,5°C. Como as coletas foram realizadas no verão, essa mudança de temperatura se deve principalmente a incidência da luz solar sobre o corpo hídrico que não estava

protegido por vegetação e aos horários de coleta. A maior temperatura foi no ponto A14, no qual a coleta foi realizada próxima às 12h, a vegetação presente no local era de pequeno porte e não sombreava o corpo hídrico, além disso, a área da superfície era grande e o rio estava com menos de 60 cm de profundidade. Apesar da influência da luz solar, o coeficiente de variação de 12,04% mostra a baixa dispersão dos dados (LOPES, 2016).

No Brasil, a temperatura da água varia entre 20 e 30°C, mas pode diminuir entre 5 e 15 °C no inverno para a Região Sul (VON SPERLING, 1997). A resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005) não estabelece valores para temperatura nos corpos hídricos, mas Araújo e Oliveira (2013) mencionam que a temperatura em ambiente aquático deve ser inferior a 40°C, portanto, todos os pontos são considerados adequados.

### *3.1.5 Condutividade elétrica*

A condutividade elétrica (CE), expressa em  $\mu\text{S}$ , representa a capacidade da água de conduzir corrente elétrica e depende das concentrações iônicas e da temperatura (ESTEVES, 2011). Como este parâmetro está relacionado à presença de partículas eletricamente carregadas, ele indica a quantidade de sais e representa uma medida indireta da concentração de poluente, portanto contribui para o reconhecimento de impactos ambientais no corpo hídrico (BETEMBS et al., 2014).

A CE na água sofre influência das características geoquímicas e das condições climáticas da região (ESTEVES, 2011). A resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005) não estabelece valores de CE para o enquadramento dos corpos d'água, mas diversos autores afirmam que corpos hídricos com CE de 100  $\mu\text{S}/\text{cm}$  são considerados de boa qualidade, valores acima disso são considerados tóxicos por excesso de sais (VON SPERLING, 2007; LOPES, 2016). Apenas uma amostra apresentou a CE um pouco acima do que é indicado, com 101,63  $\mu\text{S}/\text{cm}$ . Como este ponto está no final de um declive, recebe influência de atividades antrópicas como o cultivo de cebola e suinocultura. Neste contexto os dejetos orgânicos podem ter contribuído para o aumento da matéria orgânica e, conseqüentemente, da CE também. A condutividade elétrica das amostras analisadas variou de 27,20 a 101,63  $\mu\text{S}/\text{cm}$ .

Vale ressaltar que no período de coleta das amostras, os baixos índices pluviométricos podem ter contribuído para uma menor CE, já que a chuva faz com que partículas de solo, matéria orgânica e outros materiais sejam arrastados ao corpo hídrico, fazendo com que aumente a CE (ALVES et al., 2017).

### *3.1.6 Sólidos totais dissolvidos*

Os sólidos totais dissolvidos (STD) indicam a quantidade de matéria orgânica, minerais e substâncias inorgânicas contidas na água, ou seja, representam o total de substâncias dissolvidas (LOPES, 2016). As impurezas encontradas na água contribuem para um aumento na carga de sólidos totais, exceto os gases dissolvidos.

Elevados valores de STD podem contribuir para o aumento da turbidez, dar cor e impactar os ecossistemas aquáticos, pois dificultam a penetração dos raios solares, a fotossíntese e concentração de oxigênio dissolvido (ESPÍNDOLA et al., 2000).

A resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece 500 mg/L como limite máximo de STD para corpos hídricos de classes I, II, III e IV. É possível observar na Figura 3 que todas as amostras analisadas apresentaram valores abaixo deste limite. Os valores apresentaram amplitude entre 19,7 e 66,47 mg/L de STD.

O aumento da temperatura contribui para uma maior atividade biológica e o aumento de STD, pois os STD estão relacionados à maior concentração de íons na água, devido a precipitação, dissolução ou intemperização das rochas e do solo e também devido às atividades antrópicas (ROCHA et al., 2014). No momento da coleta, os índices pluviométricos foram considerados baixos, o que contribui para uma menor média de STD, devido à ausência de arraste de materiais e sedimentos.

### 3.1.7 Salinidade

A salinidade expressa a concentração de sais minerais dissolvidos na água e é influenciado pelo intemperismo das rochas e escoamento superficial (LOPES, 2016). Os principais sais no interior das águas são os cátions (Ca, Mg, K e Na) e os ânions (bicarbonato, cloreto e sulfato) (PAULA, 2011). A resolução CONAMA n. 357/2005 (BRASIL, 2005) estabelece que o limite máximo de salinidade para água doce é de 0,5%, salobra é de 0,5 a 30% e água salina tem salinidade maior que 30%.

Os valores de salinidade oscilaram entre 0,002 a 0,005% nas amostras analisadas. Como é possível observar, os pontos A05, A22, A23, A24 e A25, que sofrem influência da suinocultura, apresentam maior nível de salinidade, devido ao lançamento dos efluentes naquela área (LOPES, 2016). Ressalta-se que o ponto A01 está localizado no entroncamento do rio João Paulo, o que contribui para um maior acúmulo de sais e o A06 fica próximo ao entroncamento.

## 3.2 Concentração de Ferro

Das 25 amostras, seis apresentaram concentrações de ferro. As concentrações oscilaram entre 0,057 e 0,880 mg/L, apresentando uma alta variação dos dados, devido aos diferentes tipos de solo, geologia local e atividades agropecuária. A amostra do ponto A15 com 0,057 mg/L, é a única que apresenta concentrações de Fe e cujo valor está abaixo do que é estabelecido pela resolução CONAMA n. 357/2005 (2005) para os corpos da água de classe especial, I e II (0,300 mg/L). Os pontos A08 (0,428 mg/L), A10 (0,880 mg/L), A16 (0,653 mg/L), A24 (0,595 mg/L) e A25 (0,617 mg/L) apresentaram concentrações de ferro entre 0,300 e 5 mg/L, portanto, são classificados como corpos hídricos de classe 3 (Figura 3). Em nenhum ponto o ferro apresentou concentrações maiores que 1 mg/L<sup>-1</sup>, que é o nível máximo estabelecido pela USEPA (2009) para a manutenção da vida aquática.

É mais comum encontrar ferro nas águas superficiais nas estações chuvosas, por causa do carreamento do solo e erosão nas margens, porém, no momento da coleta estava há sete dias sem precipitação (BATISTA, 2015).

O intemperismo das rochas e do solo pode fazer com que o ferro seja encontrado na água, principalmente em períodos de altos índices pluviométricos. As reações químicas vão ocasionando transformações que desmancham o arranjo dos minerais. Um exemplo é o processo de oxidação que ocorre quando o ferro ferroso ( $\text{Fe}^{2+}$ ) se combina com o oxigênio dissolvido na água para formar o ferro férrico ( $\text{Fe}^{3+}$ ) dos óxidos e hidróxidos de ferro. Outro exemplo é o processo de redução, que é o inverso da oxidação (LEPSCH, 2016).

Os pontos A08, A10 e A15 são áreas que têm interferência direta da pecuária de bovinos. O ponto A08 é caracterizado por baixo fluxo hídrico e pouca vazão, o que favorece o aparecimento de ferro na água. Assim como os pontos A10 e A15 que possuem pouca ou nenhuma proteção por mata ciliar e o pisoteamento do solo pelo gado é visível, o que pode contribuir para o aparecimento de ferro na água. O acesso dos bovinos em fontes de água naturais ocasiona uma maior degradação do ambiente (MAPA, 2013).

No ponto A16, foi encontrado um suíno em decomposição dentro do corpo hídrico, embaixo de uma ponte, próximo ao local da coleta. Os pontos A16, A24 e A25 estão localizados em uma área com influência direta de suínos e de cultivo de cebola e milho. O sul do Brasil, representa mais de 48% do rebanho suíno do país, porém a expansão desta atividade tem resultado no aumento da geração de dejetos e despejo de forma inadequada nos mananciais (MAPA, 2013). Esses dejetos contêm diversos contaminantes e alguns metais podem se tornar tóxicos, contaminando até o lençol freático (CARDOSO, OYAMADA e SILVA, 2015).

O uso excessivo de fertilizantes e disposição inadequada de resíduos pode contribuir para o escoamento superficial com água contaminada com ferro, a ausência da mata ciliar contribui para que a água do escoamento superficial atinja o corpo hídrico (CARVALHO et al, 2017). O sulfato ferroso monohidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot \text{H}_2\text{O}$ ), sulfato ferroso heptahidratado ( $\text{FeSO}_4 \cdot 7\text{H}_2\text{O}$ ) e o quelato de ferro ( $\text{C}_{10}\text{H}_{12}\text{N}_2\text{O}_8\text{FeNa}_2$ ) são alguns fertilizantes que são utilizados na agricultura e podem contribuir para o aparecimento de ferro nos corpos d'água.

Na água, o ferro possibilita o surgimento de bactérias ferruginosas nocivas e interfere no sabor, turbidez e descoloração (BORTOLATTO, LENHARD e GENENA, 2017). Plantas com excesso de ferro, acumulam esse metal e apresentam amarelamento das folhas e escurecimento das raízes. Além disso, o ferro pode atrapalhar na absorção de outros nutrientes como Ca, K, Mg, P e Zn (SIQUEIRA-SILVA, 2012). No corpo humano, os níveis de ferro devem ser rigidamente regulados, pois embora haja muitas doenças, como a anemia, vinculadas à deficiência de ferro, o excesso também é muito tóxico ao corpo (SARKAR, 2018).

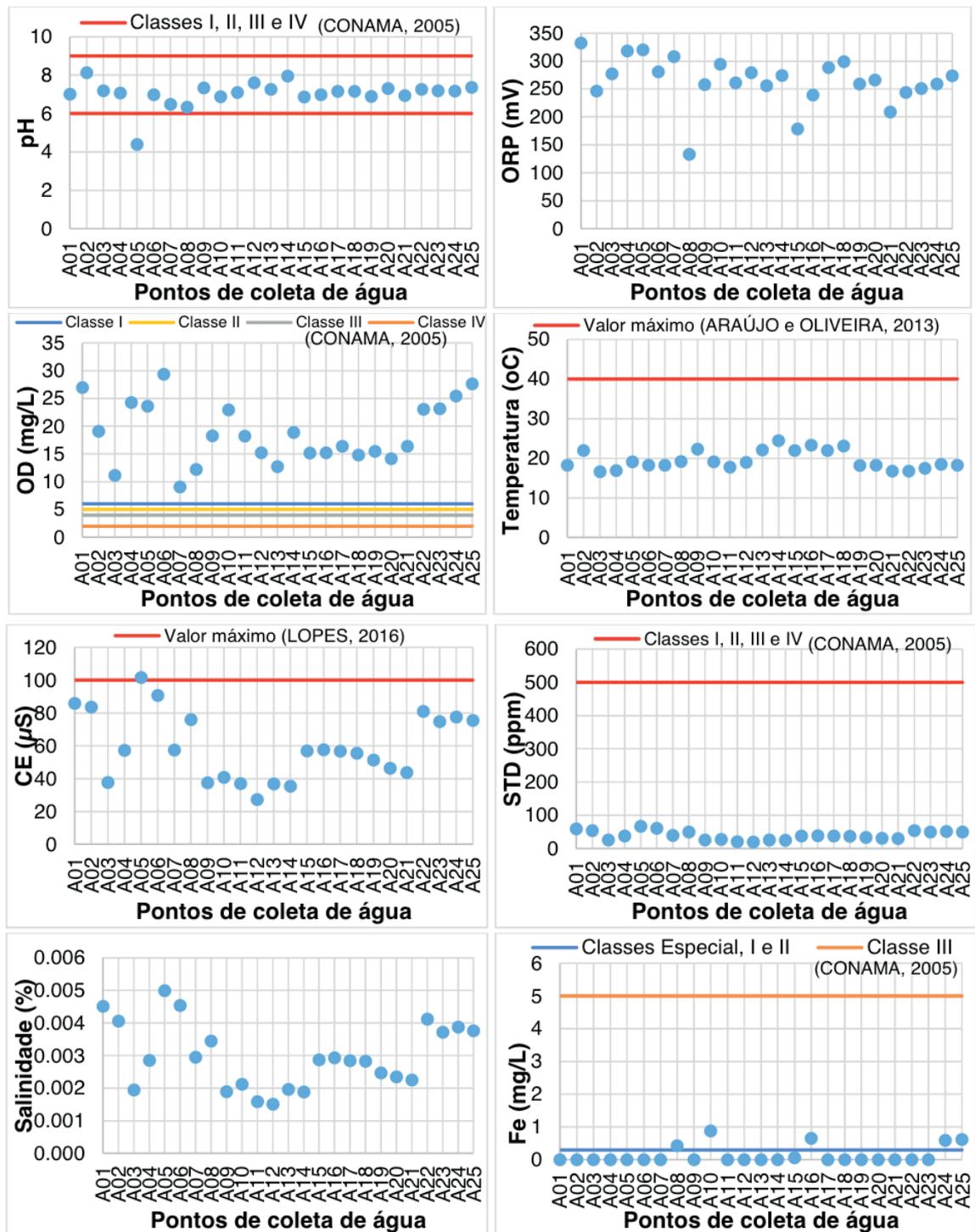


Figura 3 – Valores de pH, ORP, OD, temperatura, CE, STD, salinidade e concentração de Fe das amostras analisadas.

Fonte: Autores, 2019.

### 3.3 Análise Estatística dos Dados

A Tabela 1 apresenta a matriz de correlação da média das variáveis. A correlação pode ser positiva ou negativa, variando de -1 a +1. A correlação positiva demonstra quando um parâmetro apresenta relação com outro, quanto mais próximo de 1, maior é essa relação (RIBEIRO et al., 2017).

	pH	ORP	CE	STD	Sal.	OD	Temp.	Fe
pH	1,00							
ORP	-0,09	1,00						
CE	-0,42	0,05	1,00					
STD	-0,41	0,07	1,00	1,00				
Sal.	-0,40	0,11	0,99	1,00	1,00			
OD	-0,04	0,34	0,59	0,59	0,61	1,00		
Temp.	0,23	-0,11	-0,20	-0,19	-0,19	-0,26	1,00	
Fe	-0,05	-0,17	0,08	0,08	0,07	0,22	0,05	1,00

Tabela 1 - Matriz de correlação entre as variáveis analisadas.

Fonte: Autores, 2019.

Muitas reações que ocorrem na natureza envolvem elétrons e prótons e são influenciadas pelo pH e ORP. Dependendo destas duas variáveis, o ferro e outros metais podem alterar sua mobilidade e até a toxicidade no ambiente (JARDIM, 2014). O ORP e o pH interferem nos processos de especiação química (VASCONCELLOS, 2015). Muitas reações podem ser controladas através do pH e ORP, pois diversas substâncias, como os metais, podem ter sua toxicidade e mobilidade alteradas por causa deles, principalmente em sistemas aquáticos naturais que se tem seu equilíbrio termodinâmico alterado constantemente (JARDIM, 2014).

Os parâmetros CE, STD e salinidade são mensurados a partir dos sais minerais dissolvidos na água e que possuem correlação mais forte. A presença de sais e sólidos dissolvidos aumenta a capacidade de condutividade elétrica, como foi possível observar nos resultados (LOPES, 2016).

Os parâmetros CE, STD, salinidade e OD são os parâmetros que possuem maior correlação com todos os outros. Não verificou-se correlações inversas. A correlação do OD foi positiva em diversos parâmetros. Em relação ao ORP, o OD é um agente oxidante e o seu aumento proporciona uma maior oxidação e troca de elétrons, aumentando o ORP. A correlação mais significativa do Fe foi com o oxigênio dissolvido, principal agente oxidante do ambiente aquático (GARCÍA-FERNÁNDEZ et al., 2015).

Vale ressaltar a ligação entre ORP e OD, pois o OD é um agente oxidante, remove os elétrons de outra substância e os adquire, ou seja, o agente oxidante é reduzido e o agente redutor é oxidado no processo (VASCONCELLOS, 2015).

#### 4 | CONCLUSÃO

Observar-se que apesar da contaminação não ser aparente como nos rios urbanos, as atividades agrícolas também poluem os corpos hídricos. Na área de estudo, as maiores concentrações de ferro estão relacionadas à atividade agropecuária e que estas interferem na qualidade ambiental.

## REFERÊNCIAS

- ABNT – Associação Brasileira de Normas Técnicas. **Norma Brasileira nº 9.898**, Preservação e técnicas de amostragem de efluentes líquidos e corpos receptores - Procedimento, NBR 9898, 1987.
- ALVES, W.S.; SANTOS, L.N.S.; MEDEIROS, V.S.; AQUINO, D.S.; MORAIS, W.A.; SALEH, B.B. & MOURA, D.M.B. Avaliação da qualidade da água e estado trófico do ribeirão das abóboras, em Rio Verde–GO, Brasil. **Geociências** (São Paulo), v. 36, n. 1, p. 13-29, 2017.
- AMORIM, D.G.; CAVALCANTE, P. R. S.; SOARES, L. S.; AMORIM, P. E. C. Enquadramento e avaliação do índice de qualidade da água dos igarapés Rabo de Porco e Precuá, localizados na área da Refinaria Premium I, município de Bacabeira (MA). **Eng Sanit Ambient**, v.22, n.2, p. 251-259, 2017.
- APHA - AMERICAN PUBLIC HEALTH ASSOCIATION. **Standard methods for the examination of water and wastewater**. 22 ed. Washington: APHA, 2012.
- ARAÚJO, M. C.; OLIVEIRA, M. B. M. Monitoramento da qualidade das águas de um riacho da Universidade Federal de Pernambuco, Brasil. **Ambi-Água**, v.8, n.3, Taubaté, set./dez., 2013.
- AVILA, C. et al. Emerging organic contaminant removal depending on primary treatment and operational strategy in horizontal subsurface flow constructed wetlands: Influence of redox. **Water Research**, v. 47, p. 18, 2013.
- BATISTA, M. A. R. S. Avaliação da qualidade da água e sedimento de microbacias utilizadas para abastecimento público da região metropolitana de Goiânia. 2015. 81f. Dissertação (Mestrado em Engenharia do Meio Ambiente) – Universidade Federal de Goiás, Goiânia, 2015.
- BETEMPS, G. R.; KERSTNER, T.; SANCHES FILHO, P. J. Caracterização físico-química da água e determinação de metais pesados (Cr, Cu, Pb e Zn) no sedimento do riacho Arroio do Padre (Arroio do Padre, Brasil/RS). **Revista Thema**, v. 11, n. 2, p. 4-20, 2014.
- BIGALKE, M., ULRICH, A., REHMUS, A., KELLER, A. Accumulation of cadmium and uranium in arable soils in Switzerland. **Environ. Pollut.** 221, 85–93, 2017.
- BORTOLATTO, R.; LENHARD, D. C.; GENENA, A. K. Evaluation of a natural coagulant in the polishing treatment of swine slaughterhouse wastewater. **Desalination and Water Treatment**, v. 97, p. 126-132, 2017.
- BRASIL. Conselho Nacional do Meio Ambiente – CONAMA. **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. Brasília, DF: Diário Oficial da União, 18 mar. 2005. p. 58-63. 2005.
- CARDOSO, B. F.; OYAMADA, G. C.; DA SILVA, C. M. Produção, tratamento e uso dos dejetos suínos no Brasil. **Desenvolvimento em Questão**, v. 13, n. 32, p. 127-145, 2015.
- CARVALHO, S. S., CRUZ, M. A. S., DE AMORIM, J. R. A., & ARAGAO, R. D. Presença de cádmio e ferro em amostras da água da sub-bacia hidrográfica do rio Siriri, Estado de Sergipe. Porto Alegre: **Associação Brasileira de Recursos Hídricos**, 2017.
- EFFENDIA, H.; ROMANTO, WARDIATNOB, Y. Water quality status of Ciambulawung River, Banten Province, based on pollution index and NSF-WQI. **Procedia Environmental Sciences**, v.24, p. 228 – 237, 2015.
- EMBRAPA. **Visão 2030: o futuro da agricultura brasileira**. Brasília, DF: Embrapa, 2018.

ESPÍNDOLA E.L.G., SILVA J.S.V., MARINELLI C.E., ABDON M.M. **A Bacia Hidrográfica do Rio Monjolinho: uma abordagem ecossistêmica e a visão interdisciplinar.** São Carlos, Editora Rima, 188p, 2000.

ESTEVES, FA. **Fundamentos de Limnologia.** 3. ed. Rio de Janeiro: Interciência. 826 p. 2011.

GARCÍA-FERNÁNDEZ, I., FERNÁNDEZ-CALDERERO, I., POLO-LÓPEZ, M. I., & FERNÁNDEZ-IBÁÑEZ, P. Disinfection of urban effluents using solar TiO<sub>2</sub> photocatalysis: A study of significance of dissolved oxygen, temperature, type of microorganism and water matrix. **Catalysis today**, 240, 30-38, 2015

GARVEY, B.; TYFIELD, D.; MELLO, L. **Meet the New Boss: Same as the old boss? Tchnology, toil and tension in the agrofuel frontier.** In: New Technology, Work and Employment. P. 79-94, 2017.

HERMES, L. C., SILVA, A. de S. **Avaliação da qualidade das águas. Manual prático.** EMBRAPA. Brasília, DF. 2004.

IBGE – INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **IBGE Cidades**, 2010. Disponível em: <http://www.ibge.gov.br/cidadesat/topwindow.htm?1>. Acesso em: 01 mai. 2019.

LEPSCH, I. F. **Formação e conservação dos solos.** Oficina de textos, 2016.

LOPES, F.W.A.; GUIMARÃES JUNIOR, A.P. Influência das condições naturais de pH sobre o índice de qualidade das águas (IQA) na bacia do Ribeirão de Carrancas. **Geografias**, (s.i), v. 6, n. 2, p.134-147, set. 2010.

MAHLER, Claudio Fernando (org.). **Lixo urbano: o que você precisa saber sobre o assunto.** Rio de Janeiro: Revan : FAPERJ, 2012. 192 p.

MINISTÉRIO DE AGRICULTURA, PECUÁRIA E ABASTECIMENTO – MAPA. Animal, 2013.

OLIVEIRA, J. C. **Caracterização ambiental da bacia hidrográfica do rio Ponte Grande no município de Lages-SC.** 2015. 152 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) - Universidade do Estado de Santa Catarina, Lages, 2015.

PAULA. M. M. CABRAL. J. B. P. OLIVEIRA. S. M. Ocupação e uso da terra como fator de interferência na qualidade da água da bacia de captação de abastecimento do município de Quirinópolis-GO (Brasil). In: **ENCONTRO NACIONAL DOS GEÓGRAFOS**, 16. Anais... Porto Alegre: AGB, p.234, 2010.

RIBEIRO, Tiago Godoi et al. Estudo Da Qualidade Das Águas Por Meio Da Correlação De Parâmetros Físico-Químicos, Bacia Hidrográfica Do Ribeirão Anicuns. **Geochimica Brasiliensis**, v. 30, n. 1, p. 84-94, 2017.

ROCHA, H. M.; CABRAL, J. B. P.; BRAGA, C. C. Avaliação Espaço-Temporal das Águas dos Afluentes do Reservatório da UHE Barra dos Coqueiros/Goiás. **RBRH – Revista Brasileira de Recursos Hídricos.** v. 19, n.1, p. 131-142, 2014.

SAHRAWAT, K. L. Iron toxicity in wetland rice and the role of other nutrients. **Journal Plant Nutrition**, v. 27, p. 1471-1504, 2004.

SIQUEIRA-SILVA, A. I. et al. Iron plaque formation and morphoanatomy of roots from species of resting subjected to excess iron. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 78, p. 265-275, 2012.

TORTORA, G. J.; DERRICKSON, B. **Corpo Humano: Fundamentos de Anatomia e Fisiologia.** Artmed Editora, 2016.

USEPA - United States Environmental Protection Agency (2012). **Basic information about chromium in drinking water.**

VASCONCELLOS, G.R. **Avaliação das condições de oxirredução em sistema alagado construído de escoamento horizontal subsuperficial.** 2015. 113 f. Dissertação (Mestrado em Saneamento, Meio Ambiente e Recursos Hídricos) - Universidade Federal de Minas Gerais, Belo Horizonte, 2015.

VON SPERLING, E. **Introdução à qualidade de água.** Viçosa/MG: ABEAS/UFV, 1997.

VON SPERLING, M. **Estudos de modelagem da qualidade da água de rios.** Belo Horizonte: DESA/UFMG, Vol. 7. 452 p. 2007.

WAGNER, A.; KAUPENJOHANN, M. Suitability of biochars (pyro- and hydrochars) for metal immobilization on former sewage-field soils. **Eur. J. Soil Sci.**, v. 65, 2014, 139-148.

WANG, S.; HE, Q.; AI, H.; WANG, Z.; ZHANG, Q. Pollutant Concentrations and Pollution Loads in Stormwater Runoff from Different Land Uses in Chongqing. **Journal of Environmental Sciences**, v. 25, n. 3, p. 502–10, 2013.

## DESSALINIZAÇÃO MARINHA E SUAS PERSPECTIVAS DE APLICAÇÃO NA REGIÃO SEMIÁRIDA BRASILEIRA

### **Camila Santiago Martins Bernardini**

Universidade Federal do Ceará  
Fortaleza/Ceará

### **Carlos de Araújo Farrapeira Neto**

Universidade Federal do Ceará  
Fortaleza/Ceará

### **Fernando José Araújo da Silva**

Universidade Federal do Ceará  
Fortaleza/Ceará

### **Ingrid Fernandes de Oliveira Alencar**

Universidade de Fortaleza  
Fortaleza/Ceará

### **Raquel Jucá de Moraes Sales**

Universidade de Fortaleza  
Fortaleza/Ceará

### **Luciana de Souza Tonioli**

Universidade Federal do Ceará  
Fortaleza/Ceará

### **Leonardo Schramm Feitosa**

Universidade Federal do Ceará  
Fortaleza/Ceará

procedimentos metodológicos, a análise tem caráter quali-quantitativo e exploratório. Foi embasada em levantamentos bibliográficos e quantitativos acerca do cenário analisado nas últimas décadas. Resulta-se que a gestão hídrica cearense enfrenta desafios a serem superados, como o maior engajamento sociopolítico, os altos custos processuais, de manutenção e de mão de obra externa. Além da superação socioeconômica local e da destinação final inadequada das águas de rejeito geradas no processo. Espera-se que a superação desses desafios propicie a implementação efetiva da dessalinização marinha como forma de suprir a crise hídrica cearense. Concluiu-se que a dessalinização é uma tecnologia promissora em períodos de estiagem, como forma de garantir o abastecimento humano e animal. Ademais, proporciona novas possibilidades de impulsionamento dos setores agropecuário e industrial.

**PALAVRAS-CHAVE:** Dessalinização. Semiárido. Tecnologia Ambiental.

### **MARINE DESSALINIZATION AND ITS PROSPECTS FOR APPLICATION IN THE BRAZILIAN SEMI-ARID REGION**

**ABSTRACT:** Desalination technology has been gaining space for discussion in scientific, technological and political circles as an alternative to containing the intense shortage of fresh and potable water available

**RESUMO:** A tecnologia da dessalinização tem ajudado amplamente regiões áridas e semiáridas no suprimento do abastecimento humano e animal, inclusive em estados do Nordeste brasileiro, como no Ceará. Este artigo objetiva demonstrar os novos desafios e perspectivas do uso descentralizado da dessalinização da água do mar no semiárido cearense. Como

for consumption. Such technology has largely aided arid and semi-arid regions in supplying human and animal supplies, including in Northeastern Brazil, such as the state of *Ceará*. This paper aims to demonstrate the new challenges and perspectives of the decentralized use of seawater desalination in the semi-arid region of this state. As methodological procedures, the analysis is qualitative and exploratory. It was based on bibliographical and quantitative surveys about the scenario analyzed in the last decades. It was concluded that desalination is a promising alternative technique in the search for water resources in long periods of drought, to guarantee human and other living supplies. In addition, it provides new possibilities for boosting the agricultural, livestock and industrial sectors.

**KEYWORDS:** Desalination. Semi-arid. Environmental Technology.

## 1 | INTRODUÇÃO

Hodiernamente, a crise no abastecimento de água é um dos temas de maior urgência na temática socioambiental, tanto por ser um bem indispensável à sobrevivência dos seres vivos, como por atingir várias regiões áridas e semiáridas por todo o mundo (FERNANDES *et al.* 2015). Nesse cenário, a tecnologia da dessalinização vem ganhando espaço de discussão nos meios científico, tecnológico e político como alternativa à contenção da intensa escassez de água doce e potável disponível para consumo (OLIVEIRA, 2017).

Por definição, de acordo com Diogo (2013), a dessalinização se trata de um processo físico-químico de remoção de sais e minerais de águas marinhas e/ou aquíferos subterrâneos, transformando a água salgada ou salobra em água doce e potável. Tal tecnologia tem ajudado amplamente as regiões áridas e semiáridas na manutenção das produções agropecuárias e na dessedentação dos seres vivos. Sua execução se dá por meio de algumas técnicas, sendo as principais: a evaporação ou vaporização, a destilação solar, o congelamento, a eletrodialise e a osmose reversa, sendo esta última a mais utilizada atualmente.

Seu advento, em meados do século XVIII na América Central, veio então como tentativa de ampliar a disponibilidade hídrica tanto para consumo humano, quanto para os demais seres vivos (FERNANDES *et al.* 2015; SOUZA, 2006). Vale salientar que a dessalinização já é vastamente utilizada em outros países possuidores de regime climático árido ou semiárido, como Arábia Saudita, Espanha, Austrália, Israel e Cingapura, atingindo até 80% do fornecimento e abastecendo de 300 a 400 milhões de pessoas. O Brasil iniciou suas investidas somente na década de 1970, por meio do Instituto Tecnológico da Aeronáutica (ITA) e da Petrobrás, órgão responsável pelo gerenciamento do petróleo nacional, para suas plataformas petrolíferas. A disseminação da tecnologia voltada ao abastecimento em municípios brasileiros se deu por meio de programas governamentais, os quais priorizaram a dessalinização de água salobra subterrânea, comumente encontrada nas áreas semiáridas da região

Nordeste, a qual inclui o estado do Ceará (OLIVEIRA, 2017).

Inserido no contexto semiárido, o Ceará, desde a década de 1990, vinha timidamente implementando distintas técnicas de dessalinização, geralmente captando água salobra de lençóis freáticos continentais salinos, conforme Pinheiro e Silva (2001).

Todavia, devido às poucas investidas brasileiras em tecnologias ambientais e à crença no elevado custeio da sua implementação, a dessalinização obteve poucos avanços como parte da matriz hídrica cearense. Em meados dos anos 2000 se instala um novo período de inovação tecnológica ambiental na região Nordeste. Nos últimos anos, firmou-se parcerias entre instituições público-privadas em prol da ampliação do uso da técnica, dada a redução dos custos e a facilidade de aquisição, uso e manutenção dos equipamentos pertinentes. Assim, novas iniciativas governamentais vêm sendo postas, haja vista o grave cenário hídrico vivido pelo Ceará atualmente (OLIVEIRA, 2017; FERNANDES *et al.* 2015; PINHEIRO e SILVA, 2001).

Para além dos avanços científicos e tecnológicos dados ao tema, a conjuntura semiárida do Nordeste brasileiro e mais especificamente do estado do Ceará ainda enfrenta problemáticas sociais, políticas, econômicas e ambientais. Tais, dificultam a ampliação, a viabilidade e a efetividade do serviço como parte da matriz hídrica do estado supracitado.

Desse modo, a escolha do tema em causa se deu para melhor entender e discutir a importância da dessalinização para o semiárido cearense e como ela tem sido disseminada e vivenciada, desde suas primeiras instalações até o atual ensejo. Portanto, se faz relevante entender as dificuldades ainda presentes, bem como as perspectivas futuras para a implementação descentralizada da dessalinização como forma de contribuir para a dessedentação no Ceará.

Diante do exposto, esta pesquisa se justifica pela grande relevância do tema frente a urgência na melhoria das condições de vida das populações dessa região. Também se justifica por esclarecer questões, elucidar ideias e abrir caminhos para novos investimentos privados e governamentais a partir dessa tecnologia, a fim de suprir a demanda social, energética, agropecuária e industrial por água. Ademais, a disseminação do conhecimento acerca dessa tecnologia colabora para a ampliação de suas viabilidades e consequente efetividade.

O pretense artigo tem como objetivo demonstrar os novos desafios e perspectivas do uso descentralizado da dessalinização da água do mar no semiárido cearense.

## 2 | METODOLOGIA

Este estudo foi desenvolvido a partir de levantamentos bibliográficos sob o ponto de vista analítico qualitativo e exploratório. Destarte, a pesquisa esteve dividida em duas etapas, sendo a primeira para a aquisição de material literário nas bibliotecas da Universidade Federal do Ceará - UFC, *Pergamum* - UFC, Universidade

Estadual do Ceará - UECE, Superintendência Estadual do Meio Ambiente - SEMACE e do periódico CAPES, bem como materiais jornalísticos disponíveis em *sites* que reportassem ao objeto de estudo.

Ademais, foram considerados também dados quantitativos acerca das condições socioambientais e índices de qualidade de vida no estado do Ceará, como meio de melhor compreender a problemática da demanda por água local.

Posteriormente, se deu a análise, interpretação e discussão dos conteúdos coletados em gabinete.

## 2.1 Caracterização da Área de Estudo

O Ceará é um estado localizado na porção setentrional do Nordeste brasileiro e possui uma população estimada em 9.020.460 habitantes, concentrada especialmente no litoral. Ademais, está dividida em três regiões metropolitanas: Fortaleza, Juazeiro do Norte e Sobral, sendo a primeira mais populosa. Predominam em sua configuração econômica as atividades baseadas na agropecuária, indústria, comércio, serviços e turismo (IBGE, 2017; IPECE, 2016).

Respaldado em Oliveira (2006), o Ceará possui cerca de 92% de seu território influenciado por climas semiáridos, com temperaturas médias superiores a 26°C, taxas de 2.000mm de evaporação para 2.800 horas de insolação ao ano. Além das características acima expressas, a variação pluviométrica é irregular e concentrada, atingindo entre 3 a 5 meses índices entre 500 a 750mm; e a metade desses valores para os meses de estio, equivalentes entre 7 a 9 meses do ano. Isto faz aumentar a concentração de sais minerais em solos e recursos hídricos. Dada esta realidade, Souza e Oliveira (2006) ainda destacam a existência de enclaves úmidos dentro dessa porção espacial - sendo ambientes de exceção térmica e hídrica, por apresentarem índices pluviométricos acima de 1.000mm, estando recobertos de mata plúvio nebulares em cotas altimétricas acima dos 750m e/ou por estarem próximos com o litoral.

Em termos geológico-geomofológicos, o Ceará está situado predominantemente no Domínio Morfoestrutural da Depressão Sertaneja, sendo constituído pelo embasamento cristalino Pré-Cambriano, com baixo potencial hidrogeológico, exceto em áreas fraturadas ou próximo aos rios. Apresenta feições que não excedem cotas de 100 a 400m de altitude, apresentando ondulações moderadas, alternadas por bacias intracratônicas, maciços residuais e planaltos sedimentares. Já no litoral, a configuração remonta do Pré-Cambriano ao Holoceno e agrupa desde promontórios, Formação Barreiras e aquíferos dunares a depósitos eólico-marinhos e aluviões fluviais, sendo marcado pela alta absorção d'água dada a porosidade de seus terrenos. Por fim, as características geomorfológicas marcam uma planície litorânea com média de 2,5km de extensão sendo preenchida por planícies flúvio-marinhas, lagoas costeiras, cordões arenosos, tabuleiros pré-litorâneos, dentre outros. Diante dessa

contextualização e como produto climático das regiões semiáridas tropicais, justifica-se a hiper salinização de boa parte dos sistemas hídricos continentais e costeiros que, principalmente nos períodos de estio, elevam os teores de sais disponíveis nos corpos aquáticos confinados ou não, limitando no ato de sua captação o uso múltiplo das águas (Souza, 2007; Morais *et al.* 2006; Esteves, 1998).

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Historicamente, o estado do Ceará consegue suprir sua demanda humana e animal por água potável por meio da armazenagem de água pluvial e fluvial fazendo uso de reservatórios artificiais. Por possuir curta quadra chuvosa, o referido estado enfrenta a estiagem na maior parte do ano. Portanto, estocar água pluvial para garantir o abastecimento anual se tornou parte da cultura local.

Outros métodos de abastecimento hídrico adotados pelo Ceará são as adutoras e transposições (a exemplo do Rio São Francisco, as quais transportam água de localidades distantes para os municípios mais adensados); os poços artesanais, armazenadores de água subterrânea (salobra, por contato com a rocha cristalina); e o cinturão das águas (transferidor de água excedente do Rio São Francisco para os açudes cearenses).

Todavia, o agravamento da estiagem na região e o constante baixo nível hídrico dos reservatórios e bacias hidrográficas ainda tornam os métodos adotados insuficientes na garantia de uma segurança hídrica efetiva. A ampliação do uso de dessalinizadores passa então a ser pensada para regiões semiáridas brasileiras, vítimas da escassez de abastecimento - seja pelas condições climáticas desfavoráveis (baixos níveis pluviométricos e predominância de água salobra no subterrâneo), seja pela má distribuição social do acesso à água. As principais iniciativas governamentais partiram dos programas Água Boa (1998-2003) e Água Doce (2003-2010), que distribuíram dessalinizadores pela região nordeste. Atualmente, esta região possui 3 mil equipamentos fornecendo água subterrânea dessalinizada para cerca de 200 mil pessoas.

Diante das perspectivas ambientais históricas do Ceará, novos esforços científicos e políticos levaram a tecnologias que se beneficiam do potencial geográfico e ambiental do estado (banhado por extenso litoral) e alcançam melhor eficiência e efetividade no suprimento da demanda por água tratada. Assim, a dessalinização pode ser uma solução para a crise hídrica cearense.

Além dos exemplos internacionais, uma experiência bem sucedida é o *case* de Fernando de Noronha/PE. Segundo a Companhia Pernambucana de Saneamento - COMPESA, o sistema de dessalinização lá adotado já é responsável por abastecer 80% da população fixa do arquipélago (cerca de 4 mil pessoas). O município de Macau, no estado do Rio Grande do Norte, também iniciou vasto projeto de instalação de sistema de dessalinização no seu litoral (MMA, 2018).

Em 1997, havia apenas 10 dessalinizadores distribuídos pelo Ceará (PINHEIRO e SILVA, 2001). A presença desses equipamentos se intensificou pelo estado com a iniciativa estatal do Projeto Água Doce, supracitado. Assim, em 2010, o estado já contava com 171 equipamentos distribuídos. Em 2017, passou a 222 e em 2018 se tem expectativa de alcançar 248 aparelhos de osmose reversa (DIÁRIO DO NORDESTE, 09/03/2010; 08/04/2017; 24/01/2018). Desse montante, 468 comunidades estão sendo cobertas e acompanhadas pela Secretaria de Recursos Hídricos - SRH e pela Secretaria de Obras Hidráulicas - SOHIDRA, para manutenção dos aparelhos e garantia dos serviços prestados às comunidades conforme a distribuição espacial da (Figura 01).

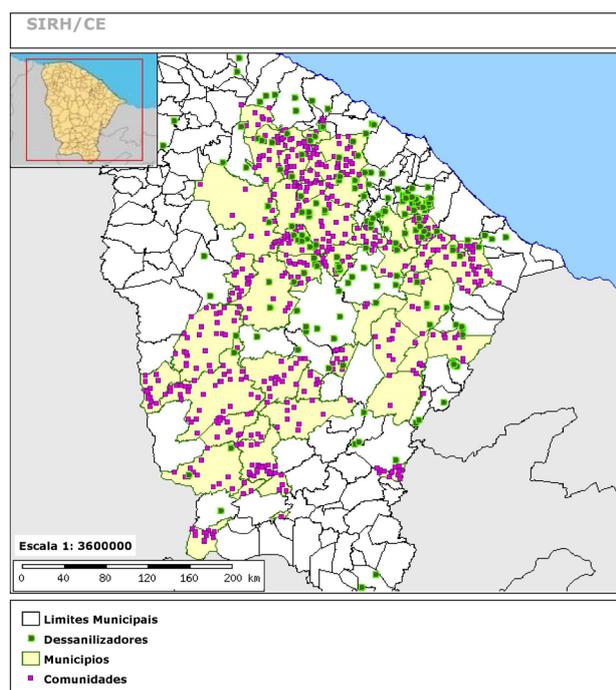


Figura 01: Distribuição de dessalinizadores e comunidades cearenses.

Fonte: Secretaria de Recursos Hídricos (2018).

Hoje, o estado do Ceará recebe investimentos para instalação de usinas de dessalinização de água marinha, promovida pela Companhia de Água e Esgoto do Ceará - CAGECE. O projeto visa, em até 2020, garantir a segurança hídrica de cerca de 720 mil pessoas em Fortaleza e região metropolitana, equivalente a 12% do consumo local (CAGECE, 23/03/2018), por meio do tratamento da água do mar. Essa foi uma alternativa vislumbrada para diminuir a dependência do fornecimento precário dos reservatórios do estado. As empresas consorciadas foram eleitas no final de 2017 e se preparam para apresentar as propostas do projeto, com valor orçado em R\$ 500 milhões. O objetivo é conseguir fornecer até 2 m<sup>3</sup>/s de água tratada disponível para consumo.

A fim de atualizar a discussão no que diz respeito à segurança hídrica no estado do Ceará por meio de novas tecnologias ambientais, se percebe que nas

últimas décadas houve um significativo avanço na busca por soluções à escassez de água historicamente vivida. O sistema de dessalinização vem ganhando espaço de discussão e implementação como solução possivelmente promissora para a dessedentação humana e animal, bem como de setores agropecuários e industriais demandantes de água tratada para suas operacionalizações.

Tal avanço se deu pelo empenho e colaboração de diversos atores sociais, sejam pesquisadores, gestores ambientais, governantes, empresários e sociedade local. É atribuído também a maior disseminação das informações científicas quanto ao uso do método em questão, à redução dos custos de operação e manutenção dos equipamentos e à abertura político-ambiental para novas tecnologias ambientais hídricas.

É fundamental salientar a necessidade de esforços ainda maiores a fim de superar problemas socioambientais que permanecem presentes no contexto hídrico cearense. Tais desafios são de ordem social, econômica, ambiental, política e estrutural.

Há uma sensível precariedade socioeconômica local - as comunidades estão enquadradas em insatisfatório Índice de Desenvolvimento Humano - IDH - de 0.682 (IBGE, 2010). Isso se traduz em baixos níveis educacionais e pouca mão-de-obra local qualificada para atuar na operacionalização de processos tecnológicos inovadores. Além disso, os consumidores locais possuem precário aporte econômico para custear o consumo de uma água mais onerosa que a do sistema convencional. Os acessos estruturais também dificultam a instalação e operacionalização dos processos. Agrega-se também a resistência da gestão pública, que ainda prioriza o modelo convencional de abastecimento, por ser mais lucrativo e mais prático.

Os custos dos equipamentos, do processo e da manutenção, apesar de hoje serem mais acessíveis do que em décadas anteriores, ainda são mais elevados do que no sistema convencional. O maquinário para manutenção ainda não é inteiramente acessível, como a limpeza química e a baixa resistência das membranas na técnica de osmose reversa (PINHEIRO e CALLADO, 2005). A água de rejeito ainda não possui destinação adequada, sendo causadora de impactos ambientais negativos por alterar a composição bioquímica do meio em que é disposta (VALE e AZEVEDO, 2013). E, por fim, é desafiador superar a centralização do serviço em grandes aglomerados urbanos e capitais, desprivilegiando as comunidades rurais.

Com base no que foi apresentado, se vislumbram algumas perspectivas futuras para o século XXI quanto à aplicação de dessalinizadores no território cearense em prol da reversão do quadro de crise hídrica local e regional.

Almeja-se uma abertura para a diversificação da matriz hídrica à medida que não se dependerá exclusivamente do regime pluvial para abastecimento dos reservatórios. Agregado a isso, torna-se possível a geração de energia elétrica com essa nova fonte hídrica, reduzindo a sobrecarga sobre as hidrelétricas convencionalmente adotadas no Brasil.

Espera-se que a dessalinização traga uma melhoria na logística de distribuição hídrica. Ao passo que otimizaria sua gestão e eficiência, sendo dispensado o percurso de água por longas distâncias para sua captação e distribuição, tal como por meio dos reservatórios.

Como forma de otimizar o aproveitamento do processo de dessalinização, torna-se relevante pensar na sua descentralização para cidades de menor porte e zonas rurais, alcançando a maior cobertura possível do território cearense e de seus usuários. Essa descentralização seria favorável inclusive para o aumento da demanda por água tratada oriunda da dessalinização, tanto por parte dos consumidores residenciais, como pelos setores agropecuários e industriais.

Esse processo, uma vez disseminado, busca engajar um maior número de indivíduos para capacitar-se e especializar-se no tema, havendo aproveitamento de mão-de-obra local para desempenhar atividades relacionadas a dessalinização. Isto trará benefícios inclusive para os índices socioeconômicos locais, além de reduzir os custos do empreendimento com a captação de profissionais externos.

Por fim, se sugere a inserção da contribuição da comunidade científica no domínio das técnicas de dessalinização, bem como na engenharia dos processos envolvidos, assim como se tem como perspectiva futura que tanto os gestores públicos quanto a sociedade civil esteja mais engajada na busca por informações e no interesse por soluções para a crise hídrica.

Tais avanços são decisivos para a abertura de horizontes visando novas tecnologias ambientais, como a dessalinização marinha. Dessa forma, o envolvimento dos diversos atores sociais é fundamental para a aplicação de novos instrumentos tecnológicos de gestão dos recursos hídricos, tanto no semiárido cearense como em outros contextos socioambientais.

#### **4 | CONSIDERAÇÕES FINAIS**

Pode-se notar que historicamente o Ceará tem suprido a demanda d'água para dessedentação humana e animal por meio de águas pluviais, fluviais, poços artesanais e transposições. Contudo, as frentes de crescimento socioeconômico não têm estabelecido um equilíbrio entre as distintas necessidades de consumo e a perenidade pluviométrica.

Diante desse contexto, se torna evidente que os métodos supracitados vêm se tornando ineficientes para a segurança hídrica do estado do Ceará, sendo o uso de distintos dessalinizadores, tanto no litoral como no sertão, o emprego tecnológico mais adequado para potencializar o abastecimento e dar outros direcionamentos ao uso d'água.

Desse modo, os anos 1990 vêm como uma nova fase para o Ceará, tomando como base outras experiências bem sucedidas no nordeste, as quais ajudaram deixar para trás ideias de vultosos custos em manutenção e falta de cobertura técnica para

manutenção. Agora a sociedade, a academia e os gestores públicos passaram a enxergar os benefícios em dissipar os dessalinizadores ao redor dos municípios cearenses. Com isso é válido ressaltar o papel do estado e seus setores envolvidos, assim como também o das parcerias público-privadas que vêm ajudando a vislumbrar um futuro próximo pautado no provimento acessível de equipamentos e tecnologias, os quais ajudarão a ramificar a matriz hídrica e elétrica local.

Portanto, a ideia apresentada traz uma real possibilidade de melhoria de logística e descentralização de dessalinizadores em prol de uma maior cobertura ao consumo. Ademais de incentivar o avanço na gestão hídrica pública e nos projetos científicos, os quais darão um melhor conviver com os recursos aquáticos perenes e de qualidade.

## REFERÊNCIAS

CEARÁ. *Companhia de Esgoto do Estado do Ceará – CAGECE*. Disponível em: <[www.cagece.com.br](http://www.cagece.com.br)> Acesso em: 12 jul. 2018.

DIÁRIO DO NORDESTE. Disponível em:

<<http://diariodonordeste.verdesmares.com.br/cadernos/regional/falta-de-manutencao-para-20-de-dessalinizadores-1.753773>> Acesso em: 15 jul. 2018.

DIÁRIO DO NORDESTE. Disponível em:

<<http://diariodonordeste.verdesmares.com.br/cadernos/cidade/ce-tem-49-dos-dessalinizadores-do-semiarido-1.1734761>> Acesso em: 15 jul. 2018.

DIÁRIO DO NORDESTE. Disponível em:

<<http://diariodonordeste.verdesmares.com.br/cadernos/regional/o-agua-doce-implantou-248-dessalinizadores-1.1884003>> Acesso em: 15 jul. 2018.

DIOGO, M. A. A. P. (2013). **Dessalinização da água do mar**. 96 p. Tese de Doutorado - Universidade da Beira Interior, Covilhã.

ESTEVES, F. A. (2011). **Fundamentos de Limnologia**. 2ª Edição - Rio de Janeiro: Interciência/FINEP.

FERNANDES, A.; SILVEIRA, F.; CASTRO, A.; LIMA, E.; NERY, V. (2015). *O processo de dessalinização da água para consumo*. Atas de Saúde Ambiental - ASA (São Paulo, Online), v. 3, n. 2, p. 38 - 43, ISSN: 2357-7614.

IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Brasil em síntese – *Panorama: Ceará*. Disponível em: <<https://cidades.ibge.gov.br/brasil/ce/panorama>> Acesso em: 14 jul. 2018.

IPECE – Instituto de Pesquisa e Estratégia Econômica do Ceará. *Ceará em Mapas*. Disponível em: <<http://www2.ipece.ce.gov.br/atlas/capitulo4/index.htm>> Acessado em: 14 jul. 2018.

MORAIS, J. O.; FREIRE, G. S. S.; PINHEIRO, L.; SOUZA, M. J. N.; CARVALHO, A. M.; PESSOA, P. R.; OLIVEIRA, S. H. M. (2006). **Erosão e progradação no litoral brasileiro - Ceará**. In: Erosão e progradação no litoral brasileiro. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 476 p.

OLIVEIRA, M. (2017). Água sem sal. Revista Pesquisa FAPESP, Edição 262. Disponível em <[http://revistapesquisa.fapesp.br/wp-content/uploads/2017/12/048-051\\_dessalinizacao\\_262.pdf](http://revistapesquisa.fapesp.br/wp-content/uploads/2017/12/048-051_dessalinizacao_262.pdf)> Acesso em: 08 de jul. de 2018.

OLIVEIRA, V. P. V. (2006) **A problemática da degradação dos recursos naturais no domínio dos sertões secos do estado do Ceará - Brasil**. 446 p. In: Litoral e Sertão, natureza e sociedade no nordeste brasileiro. (Org) José Borzacchiello da Silva et al. Fortaleza: Expressão Gráfica.

PINHEIRO, J. C. V.; CALLADO, S. M. G. (2005). **Avaliação de desempenho dos dessalinizadores no Ceará**. Revista Econômica do Nordeste. v. 36, n. 1, p. 44-59.

PINHEIRO, J. C. V.; SILVA, L. A. C. (2001). **Estratégias para formulação e implantação de um programa de Dessalinização da água salobra no Ceará**. In: III Encuentro de las Aguas. Instituto Interamericano de Cooperación para la Agricultura - IICA. Agua, Vida y Desarrollo. Santiago de Chile, p.1-13.

SOHIDRA – Superintendência de Obras Hidráulicas. (2018). *Projeto de Dessalinizadores*. Disponível em: <<http://www.sohidra.ce.gov.br/index.php/projeto-de-dessalinizadores>> Acesso em: 15 jul. 2018

SOUZA, L. F. (2006). **Dessalinização como fonte de alternativa de água potável**. Norte Científico. v. 1, n. 1, p. 85-97.

SOUZA, M. J. N.; OLIVEIRA, V. P. V. (2006). **Os enclaves úmidos e sub-úmidos do semiárido do nordeste brasileiro**. Mercator - Revista de Geografia da UFC, ano 05, número 09.

SOUZA, M. J. N. (2007). **Compartimentação Geoambiental do Ceará**. 480 p. In: Ceará: um novo olhar geográfico / organizadores, José Borzacchiello da Silva, Tércia Correia Cavalcante, Eustógio Wanderley Correia Dantas; Maria Salete de Souza... [et al] – 2. Ed. Atual – Fortaleza: Edições Demócrito Rocha.

SRH – Secretaria de Recursos Hídricos (2018). Atlas – Consulta tabular. Disponível em: <<http://atlas.srh.ce.gov.br/>> Acesso em: 15 jul. 2018.

VALE, M. B.; AZEVEDO, P. V. (2013). **Avaliação da produtividade e qualidade do capim e do sorgo irrigados com água do lençol freático e do rejeito do dessalinizador**. Holos, v. 3, n. 29, p. 181-195.

## **SOBRE O ORGANIZADOR**

**Helenton Carlos da Silva** - Possui graduação em Engenharia Civil pela Universidade Estadual de Ponta Grossa (2007), especialização em Gestão Ambiental e Desenvolvimento Sustentável pelo Centro de Ensino Superior dos Campos Gerais (2010) é MBA em Engenharia Urbana pelo Centro de Ensino Superior dos Campos Gerais (2014), é Mestre em Engenharia Sanitária e Ambiental na Universidade Estadual de Ponta Grossa (2016), doutorando em Engenharia e Ciência dos Materiais pela Universidade Estadual de Ponta Grossa e pós-graduando em Engenharia e Segurança do Trabalho. A linha de pesquisa traçada na formação refere-se à área ambiental, com foco em desenvolvimento sem deixar de lado a preocupação com o meio ambiente, buscando a inovação em todos os seus projetos. Atualmente é Engenheiro Civil autônomo e professor universitário. Atuou como coordenador de curso de Engenharia Civil e Engenharia Mecânica. Tem experiência na área de Engenharia Civil, com ênfase em projetos e acompanhamento de obras, planejamento urbano e fiscalização de obras, gestão de contratos e convênios, e como professor na graduação atua nas seguintes áreas: Instalações Elétricas, Instalações Prediais, Construção Civil, Energia, Sustentabilidade na Construção Civil, Planejamento Urbano, Desenho Técnico, Construções Rurais, Mecânica dos Solos, Gestão Ambiental e Ergonomia e Segurança do Trabalho. Como professor de pós-graduação atua na área de gerência de riscos e gerência de projetos.

## ÍNDICE REMISSIVO

### A

Abastecimento-Público 1  
Ácido 2,4-diclorofenoxiacético 191, 193, 199  
Água superficial 10, 135  
Atenuação de energia 31  
Atividade enzimática 210, 217, 218, 219, 220, 221, 222, 223, 224, 225  
Atributos Físicos 48, 146

### B

Bacia hidrográfica 25, 26, 53, 59, 60, 61, 67, 85, 90, 116, 117, 118, 119, 124, 130, 148, 241, 242  
Band GAP 157, 158, 163, 164  
Barragem subterrânea 40, 41, 42, 43, 47, 48

### C

Camarão Peneídeo Estuarino 179  
Carcinicultura 10, 11, 12, 13, 15, 16, 17  
Catalase 209, 210, 212, 215, 227, 228, 229  
Categoria de risco 49, 52, 55, 56  
Concentração de Fe 230  
Condutividade elétrica 1, 2, 4, 7, 8, 10, 12, 13, 26, 94, 95, 97, 98, 99, 100, 204, 205, 234, 236, 240  
Condutividade hidráulica 18, 21, 44, 48, 146, 147, 149, 152, 154  
Crescimento de Camarão-Rosa 179

### D

Dano potencial associado 49, 52, 54, 55, 56  
Dejetos de animais 230  
Dessalinização 244, 245, 246, 248, 249, 250, 251, 252, 253  
Diagrama de gibbs 24, 27  
Dimensionamento 77, 78, 79, 81, 83, 178

### E

Erodibilidade 18, 22  
Estação elevatória 62, 77, 78, 79, 80, 83  
Estanho 191, 192, 193, 195, 199  
Estatística multivariada 133  
Eutrofização 133  
Evaporação 24, 25, 27, 28, 29, 41, 42, 245, 247

## **F**

Forma de batata 158  
Fotocatálise 164, 191, 192, 199  
Fotodegradação 158, 160, 164, 191, 194

## **G**

Geoestatística 94  
Geografia histórica 104  
Gestão ambiental 31, 203, 208  
Glutathione S-transferase 209, 210, 215

## **H**

Hidrogeoquímica 24, 29

## **I**

Índice de sustentabilidade 116, 117, 119, 121, 122, 125, 126, 129, 131  
Índices de secas 68, 70  
Infiltração de água no solo 18, 19, 146, 147, 149, 152, 156

## **M**

Metais tóxicos 209, 210, 231  
Modelos bio-ópticos 133

## **N**

Nordeste do Brasil 25, 29, 49, 51, 52, 53, 54, 55, 58, 59, 68, 69, 70, 117, 135, 188

## **P**

Paisagens hídricas 104, 105, 106, 109  
Pescados 116, 119, 121, 123, 126, 127, 128, 129  
Plano de ação de emergência 49, 55  
Polígono antropogênico 116, 117, 123  
Potabilidade 1, 4, 8  
Potencial matricial 19, 146, 148  
Python 77, 78

## **Q**

Qualidade da água 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8, 9, 11, 12, 13, 14, 15, 17, 29, 43, 45, 90, 134, 230, 234, 235, 241, 242, 243

## **R**

Rede de arrasto não motorizado 179  
Rompimento 49, 50, 54, 57, 63, 195

## S

Secas 41, 59, 60, 68, 69, 70, 71, 72, 142

Semiárido 29, 40, 41, 42, 48, 51, 69, 75, 91, 93, 94, 95, 96, 103, 169, 208, 244, 245, 246, 251, 253

Software 77, 78, 79, 81, 82, 83, 97, 102, 106, 149, 150, 154, 156, 216

Sustentabilidade municipal 116, 130

Swan 31, 32, 33, 34, 35, 38, 39

## T

Tecnologia ambiental 48, 244

Tecnologias apropriadas 40

## U

Urbanização 85, 104, 105, 106, 107, 110, 111, 112, 114, 115, 170

## V

Variabilidade 12, 13, 14, 15, 69, 75, 91, 94, 95, 97, 98, 99, 102, 103, 133, 134, 137, 138, 140, 141, 142, 155, 211

Vegetação 31, 32, 33, 34, 35, 36, 37, 38, 39, 51, 86, 87, 90, 92, 93, 94, 95, 236

Velocidade de infiltração básica 18, 19, 20, 21, 22, 23, 146, 148, 152

VIB 18, 19, 20, 21, 146, 152

Agência Brasileira do ISBN  
ISBN 978-85-7247-668-3

