Robson José de Oliveira
Organizador

ÁGUAS E FLORESTAS

DESAFIOS PARA CONSERVAÇÃO E UTILIZAÇÃO

editora científica

Robson José de Oliveira
Organizador

ÁGUAS E FLORESTAS

DESAFIOS PARA CONSERVAÇÃO E UTILIZAÇÃO

1ª EDIÇÃO

editora científica

2021 - GUARUJÁ - SP

Copyright© 2021 por Editora Científica Digital
Copyright da Edição © 2021 Editora Científica Digital
Copyright do Texto © 2021 Os Autores

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

A282 Águas e florestas [livro eletrônico] : desafios para conservação e utilização / Organizador Robson José de Oliveira. – Guarujá, SP: Científica Digital, 2021.

Formato: PDF
Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader
Modo de acesso: World Wide Web
Inclui bibliografia
ISBN 978-65-89826-21-7
DOI 10.37885/978-65-89826-21-7

1. Florestas. 2. Hidrologia florestal. 3. Desenvolvimento sustentável. I. Oliveira, Robson José de.

CDD 333.7

Elaborado por Maurício Amormino Júnior – CRB6/2422

Parecer e Revisão Por Pares

Os textos que compõem esta obra foram submetidos para avaliação do Conselho Editorial da Editora Científica Digital, bem como revisados por pares, sendo indicados para a publicação.

O conteúdo dos capítulos e seus dados e sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores. É permitido o download e compartilhamento desta obra desde que no formato Acesso Livre (Open Access) com os créditos atribuídos aos respectivos autores, mas sem a possibilidade de alteração de nenhuma forma ou utilização para fins comerciais.

Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição Creative Commons. Atribuição 4.0 Internacional (CC BY 4.0).

editora científica

EDITORA CIENTÍFICA DIGITAL LTDA
Guarujá - São Paulo - Brasil
www.editoracientifica.org - contato@editoracientifica.org

CORPO EDITORIAL

Direção Editorial

Reinaldo Cardoso

João Batista Quintela

Editor Científico

Prof. Dr. Robson José de Oliveira

Assistentes Editoriais

Elielson Ramos Jr.

Erick Braga Freire

Bianca Moreira

Sandra Cardoso

Bibliotecário

Maurício Amormino Júnior - CRB6/2422

Jurídico

Dr. Alandelon Cardoso Lima - OAB/SP-307852

editora científica

CONSELHO EDITORIAL

MESTRES, MESTRAS, DOUTORES E DOUTORAS

Robson José de Oliveira
Universidade Federal do Piauí, Brasil

Eloisa Rosotti Navarro
Universidade Federal de São Carlos, Brasil

Rogério de Melo Grillo
Universidade Estadual de Campinas, Brasil

Carlos Alberto Martins Cordeiro
Universidade Federal do Pará, Brasil

Ernane Rosa Martins
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia de Goiás, Brasil

Rossano Sartori Dal Molin
FSG Centro Universitário, Brasil

Edilson Coelho Sampaio
Universidade da Amazônia, Brasil

Domingos Bombo Damião
Universidade Agostinho Neto, Angola

Elson Ferreira Costa
Universidade do Estado do Pará, Brasil

Carlos Alexandre Oelke
Universidade Federal do Pampa, Brasil

Patrício Francisco da Silva
Universidade CEUMA, Brasil

Reinaldo Eduardo da Silva Sales
Instituto Federal do Pará, Brasil

Dalízia Amaral Cruz
Universidade Federal do Pará, Brasil

Susana Jorge Ferreira
Universidade de Évora, Portugal

Fabricio Gomes Gonçalves
Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil

Erival Gonçalves Prata
Universidade Federal do Pará, Brasil

Gevair Campos
Faculdade CNEC Unaí, Brasil

Flávio Aparecido De Almeida
Faculdade Unida de Vitória, Brasil

Mauro Vinicius Dutra Girão
Centro Universitário Inta, Brasil

Clóvis Luciano Giacomet
Universidade Federal do Amapá, Brasil

Giovanna Moraes
Universidade Federal de Uberlândia, Brasil

André Cutrim Carvalho
Universidade Federal do Pará, Brasil

Silvani Verruck
Universidade Federal de Santa Catarina, Brasil

Auristela Correa Castro
Universidade Federal do Pará, Brasil

Osvaldo Contador Junior
Faculdade de Tecnologia de Jahu, Brasil

Claudia Maria Rinhel-Silva
Universidade Paulista, Brasil

Dennis Soares Leite
Universidade de São Paulo, Brasil

Silvana Lima Vieira
Universidade do Estado da Bahia, Brasil

Cristina Berger Fadel
Universidade Estadual de Ponta Grossa, Brasil

Graciete Barros Silva
Universidade Estadual de Roraima, Brasil

CONSELHO EDITORIAL

Juliana Campos Pinheiro
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil

Cristiano Marins
Universidade Federal Fluminense, Brasil

Silvio Almeida Junior
Universidade de Franca, Brasil

Raimundo Nonato Ferreira Do Nascimento
Universidade Federal do Piaui, Brasil

Marcelo da Fonseca Ferreira da Silva
Escola Superior de Ciências da Santa Casa de Misericórdia de Vitória, Brasil

Carlos Roberto de Lima
Universidade Federal de Campina Grande, Brasil

Iramirton Figuerêdo Moreira
Universidade Federal de Alagoas, Brasil

Daniel Luciano Gevehr
Faculdades Integradas de Taquara, Brasil

Maria Cristina Zago
Centro Universitário UNIFAAT, Brasil

Wescley Viana Evangelista
Universidade do Estado de Mato Grosso, Brasil

Samylla Maira Costa Siqueira
Universidade Federal da Bahia, Brasil

Gloria Maria de Franca
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil

Antônio Marcos Mota Miranda
Instituto Evandro Chagas, Brasil

Carla da Silva Sousa
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano, Brasil

Dennys Ramon de Melo Fernandes Almeida
Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Brasil

Francisco de Sousa Lima
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano, Brasil

Reginaldo da Silva Sales
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, Brasil

Mário Celso Neves De Andrade
Universidade de São Paulo, Brasil

Maria do Carmo de Sousa
Universidade Federal de São Carlos, Brasil

Mauro Luiz Costa Campello
Universidade Paulista, Brasil

Sayonara Cotrim Sabioni
Instituto Federal de Educação Ciência e Tecnologia Baiano, Brasil

Ricardo Pereira Sepini
Universidade Federal de São João Del-Rei, Brasil

Flávio Campos de Morais
Universidade Federal de Pernambuco, Brasil

Sonia Aparecida Cabral
Secretaria da Educação do Estado de São Paulo, Brasil

Jonatas Brito de Alencar Neto
Universidade Federal do Ceará, Brasil

Moisés de Souza Mendonça
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, Brasil

Pedro Afonso Cortez
Universidade Metodista de São Paulo, Brasil

Iara Margolis Ribeiro
Universidade do Minho, Brasil

Julianno Pizzano Ayoub
Universidade Estadual do Centro-Oeste, Brasil

Cynthia Mafra Fonseca de Lima
Universidade Federal de Alagoas, Brasil

Marcos Reis Gonçalves
Centro Universitário Tiradentes, Brasil

Vitor Afonso Hoeflich
Universidade Federal do Paraná, Brasil

Bianca Anacleto Araújo de Sousa
Universidade Federal Rural de Pernambuco, Brasil

Bianca Cerqueira Martins
Universidade Federal do Acre, Brasil

editora científica

CONSELHO EDITORIAL

Daniela Remião de Macedo
Faculdade de Belas Artes da Universidade de Lisboa, Portugal

Dioniso de Souza Sampaio
Universidade Federal do Pará, Brasil

Rosemary Laís Galati
Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil

Maria Fernanda Soares Queiroz
Universidade Federal de Mato Grosso, Brasil

Letícia Cunha da Hungria
Universidade Federal Rural da Amazônia, Brasil

Leonardo Augusto Couto Finelli
Universidade Estadual de Montes Claros, Brasil

Thais Ranielle Souza de Oliveira
Centro Universitário Euroamericano, Brasil

Alessandra de Souza Martins
Universidade Estadual de Ponta Grossa, Brasil

Claudiomir da Silva Santos
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas, Brasil

Fabrício dos Santos Ritá
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas, Brasil

Danielly de Sousa Nóbrega
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Brasil

Livia Fernandes dos Santos
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Acre, Brasil

Liege Coutinho Goulart Dornellas
Universidade Presidente Antônio Carlos, Brasil

Ticiano Azevedo Bastos
Universidade Federal de Ouro Preto, Brasil

Walmir Fernandes Pereira
Miami University of Science and Technology, Estados Unidos da América

Jónata Ferreira De Moura
Universidade Federal do Maranhão, Brasil

Camila de Moura Vogt
Universidade Federal do Pará, Brasil

José Martins Juliano Eustaquio
Universidade de Uberaba, Brasil

Adriana Leite de Andrade
Universidade Católica de Petrópolis, Brasil

Francisco Carlos Alberto Fonteles Holanda
Universidade Federal do Pará, Brasil

Bruna Almeida da Silva
Universidade do Estado do Pará, Brasil

Clecia Simone Gonçalves Rosa Pacheco
Instituto Federal do Sertão Pernambucano, Brasil

Ronei Aparecido Barbosa
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas, Brasil

Julio Onésio Ferreira Melo
Universidade Federal de São João Del Rei, Brasil

Juliano José Corbi
Universidade de São Paulo, Brasil

Thadeu Borges Souza Santos
Universidade do Estado da Bahia, Brasil

Francisco Sérgio Lopes Vasconcelos Filho
Universidade Federal do Cariri, Brasil

Francine Náthalie Ferraresi Rodriguess Queluz
Universidade São Francisco, Brasil

Maria Luzete Costa Cavalcante
Universidade Federal do Ceará, Brasil

Luciane Martins de Oliveira Matos
Faculdade do Ensino Superior de Linhares, Brasil

Rosenery Pimentel Nascimento
Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil

Irlane Maia de Oliveira
Universidade Federal do Amazonas, Brasil

Lívia Silveira Duarte Aquino
Universidade Federal do Cariri, Brasil

Xaene Maria Fernandes Mendonça
Universidade Federal do Pará, Brasil

CONSELHO EDITORIAL

Thaís de Oliveira Carvalho Granado Santos
Universidade Federal do Pará, Brasil

Fábio Ferreira de Carvalho Junior
Fundação Getúlio Vargas, Brasil

Anderson Nunes Lopes
Universidade Luterana do Brasil, Brasil

Carlos Alberto da Silva
Universidade Federal do Ceara, Brasil

Keila de Souza Silva
Universidade Estadual de Maringá, Brasil

Francisco das Chagas Alves do Nascimento
Universidade Federal do Pará, Brasil

Réia Sílvia Lemos da Costa e Silva Gomes
Universidade Federal do Pará, Brasil

Arinaldo Pereira Silva
Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Brasil

Laís Conceição Tavares
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, Brasil

Ana Maria Aguiar Frias
Universidade de Évora, Brasil

Willian Douglas Guilherme
Universidade Federal do Tocatins, Brasil

Evaldo Martins da Silva
Universidade Federal do Pará, Brasil

Biano Alves de Melo Neto
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia Baiano, Brasil

António Bernardo Mendes de Seiça da Providência Santarém
Universidade do Minho, Portugal

Valdemir Pereira de Sousa
Universidade Federal do Espírito Santo, Brasil

Sheylla Susan Moreira da Silva de Almeida
Universidade Federal do Amapá, Brasil

Miriam Aparecida Rosa
Instituto Federal do Sul de Minas, Brasil

Rayme Tiago Rodrigues Costa
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará, Brasil

Priscyla Lima de Andrade
Centro Universitário UniFBV, Brasil

Andre Muniz Afonso
Universidade Federal do Paraná, Brasil

Marcel Ricardo Nogueira de Oliveira
Universidade Estadual do Centro Oeste, Brasil

Gabriel Jesus Alves de Melo
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia da Bahia, Brasil

editora científica

APRESENTAÇÃO

Esta obra constituiu-se a partir de um processo colaborativo entre professores, estudantes e pesquisadores que se destacaram e qualificaram as discussões neste espaço formativo. Resulta, também, de movimentos interinstitucionais e de ações de incentivo à pesquisa que congregam pesquisadores das mais diversas áreas do conhecimento e de diferentes Instituições de Educação Superior públicas e privadas de abrangência nacional e internacional. Tem como objetivo integrar ações interinstitucionais nacionais e internacionais com redes de pesquisa que tenham a finalidade de fomentar a formação continuada dos profissionais da educação, por meio da produção e socialização de conhecimentos das diversas áreas do Saberes.

Agradecemos aos autores pelo empenho, disponibilidade e dedicação para o desenvolvimento e conclusão dessa obra. Esperamos também que esta obra sirva de instrumento didático-pedagógico para estudantes, professores dos diversos níveis de ensino em seus trabalhos e demais interessados pela temática.

Que essa coletânea, some ao seu conhecimento!

Robson José de Oliveira

SUMÁRIO

CAPÍTULO 01

A QUALIDADE DAS ÁGUAS SUBTERRÂNEAS NA BACIA DO RIO JACUTINGA, MEIO-OESTE DE SANTA CATARINA

Gedalva Terezinha Ribeiro Filipini; Luiz Fernando Scheibe

DOI: 10.37885/210504483 ..... **15**

CAPÍTULO 02

ANÁLISE AMBIENTAL DO RIO CASCA (MG): CONTRIBUIÇÕES PARA O DIAGNÓSTICO GEOQUÍMICO E AMBIENTAL DA BACIA DO RIO DOCE

Autor: Wellington Luiz Rezende Glória; **Hubert Mathias Peter Roeser**

DOI: 10.37885/210504548 ..... **26**

CAPÍTULO 03

ANÁLISE DE USO E OCUPAÇÃO DO SOLO EM NASCENTES URBANAS DO MUNICÍPIO DE ARAXÁ – MG

Juliana de Fátima da Silva; Renato Faria do Valle Jr.; Caroline de Andrade Gomes da Cunha; Valter Machado Fonseca; Amanda de Oliveira Santos; Isabela Cristina Oliveira Veloso; Gracielly Cristina Ferreira

DOI: 10.37885/210504529 ..... **40**

CAPÍTULO 04

ANÁLISE DO USO DOS RECURSOS NATURAIS E TERRITORIAIS NA COMUNIDADE DE AMPARO NO MUNICÍPIO DE PARANAGUÁ - PR

Luiz Everson da Silva; Elaine Cristina Oliveira de Menezes; Márcio Rosário do Carmo

DOI: 10.37885/210504472 ..... **52**

CAPÍTULO 05

AVALIAÇÃO DA GENOTOXICIDADE DO RIO CAÇADOR, SEARA-SC ATRAVÉS DA FORMAÇÃO DE MICRONÚCLEOS EM *ASTYANAX SP*. PARA ANÁLISE DA PRESENÇA DE CONTAMINANTES

Suelen Gabiatti

DOI: 10.37885/210504527 ..... **75**

CAPÍTULO 06

AVALIAÇÃO HÍDRICA DE UM RESERVATÓRIO NA REGIÃO DO ALTO CURSO DO RIO PIRANHAS

Adelania de Oliveira Souza

DOI: 10.37885/210102789 ..... **88**

SUMÁRIO

CAPÍTULO 07

BIOMARCADORES HISTOLÓGICOS EM *PROCHILODUS LACUSTRIS* (STEINDACHNER, 1907) PARA AVALIAÇÃO DE IMPACTOS AMBIENTAIS EM ÁREA DE PROTEÇÃO MARANHENSE

Hanna Karolina Sousa Silva Soares; Itallo Cristian da Silva de Oliveira; Margareth Marques dos Santos; Ingrid Caroline Moreira Lima; Natália Jovita Pereira; Denise da Silva Sousa; Veronica Maria de Oliveira; Débora Martins Silva Santos

DOI: 10.37885/210404338 ..... **100**

CAPÍTULO 08

BRAZILIAN ATLANTIC FOREST CARBON STOCKS UNDERGOING ACTIVE RESTORATION AFTER BAUXITE MINING EXPLORATION: A TRAIT-BASED APPROACH

Diego Balestrin; Sebastião Venâncio Martins; Pedro Manuel Villa; Luiz Henrique Elias Cosimo; Wesley da Silva Fonseca

DOI: 10.37885/210404405 ..... **114**

CAPÍTULO 09

CHEMICAL ATTRIBUTES AS INDICATORS OF SOIL QUALITY WHEN APPLIED TO THE CERRADO BIOME: A LITERATURE REVIEW

João Asmar Junior; Felipe Corrêa Velos dos Santos; Anne Louise de Melo Dores; Maria Gonçalves da Silva Barbalho

DOI: 10.37885/210404155 ..... **131**

CAPÍTULO 10

CONJUNTURA AMBIENTAL E LEGAL DOS POSTOS FLUTUANTES DE COMBUSTÍVEIS DO VALE DO JURUÁ, ACRE

Jamayra Conceição de Araújo; Bianca Cerqueira Martins; Glória da Silva Almeida Leal; Francesca Salla; Luciana Loss Sodré; Augusto César Gomes Nagy

DOI: 10.37885/210202976 ..... **149**

CAPÍTULO 11

CONSERVAÇÃO E MONITORAMENTO AMBIENTAL UTILIZANDO *ALLIUM CEPA* COMO INDICADORA DE POLUIÇÃO DAS ÁGUAS SUPERFICIAIS: UMA REVISÃO NARRATIVA

Luciane Madureira Almeida; Elisa Flávia L. Cardoso Bailão; Carlos Filipe **Camilo**-Cotrim; Ramisses Roberto Soares; Flávia Ferreira Garcia; Maria Izabel Martins de Paula; Gabriela Gomes Lima

DOI: 10.37885/210303792 ..... **174**

SUMÁRIO

CAPÍTULO 12

CURVA DE ABSORÇÃO DE ÁGUA EM SEMENTES DE *SCHIZOLOBIUM PARAHYBA* (VELLOZO) BLAKE EM DIFERENTES SUBSTRATOS

Gabriel Silva Magalhães Andrade; Teresa Aparecida Soares de Freitas; Raquel Janaina Amorim Silva; Gabriela Mota Oliveira; Mariana Duarte Silva Fonseca; Paula Angela U.G. Alcoforado

DOI: 10.37885/210404350 ..... **192**

CAPÍTULO 13

DIAGNÓSTICO AMBIENTAL E CONSERVAÇÃO DOS RECURSOS HÍDRICOS EM UMA PEQUENA PROPRIEDADE RURAL

Jocimar Caiafa Milagre; Lucas José Mendes; Alexandre Morais Borges; Bianca Pezzin Paulúcio; Vicente Toledo Machado de Morais Júnior; Euzileni Mantoanelli

DOI: 10.37885/210504471 ..... **203**

CAPÍTULO 14

DINÂMICA ESPACIAL DA PAISAGEM DO PARQUE ESTADUAL DO JALAPÃO (TO) DE 2000 A 2015

Jader Nunes Cachoeira; Allan Deyvid Pereira da Silva; Antonio Carlos Batista; Daniela Biondil; Marcos Giongo; Eduardo Ganassoli Neto

DOI: 10.37885/210202992 ..... **212**

CAPÍTULO 15

ESTIMATIVA DO POTENCIAL DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DA CHUVA NO PARQUE DAS FEIRAS, TORITAMA, PE.

Hermes Alves de Almeida; Alexandre Naildo da Silva

DOI: 10.37885/201001914 ..... **227**

CAPÍTULO 16

ESTUDO DA QUALIDADE DA ÁGUA NA BACIA HIDROGRÁFICA DO RIBEIRÃO VAI-E-VEM, ESTADO DE SÃO PAULO, BRASIL

Carmen Maura Rocha; Renata Ribeiro de Araújo; Antonio Cezar Leal

DOI: 10.37885/210404308 ..... **236**

CAPÍTULO 17

ESTUDO DE CASO PARA IMPLANTAÇÃO DE SISTEMAS DE BIORRETENÇÃO NA MICROBACIA DO CANAL DA AGUANAMBI (FORTALEZA-CE)

Raquel Moraes Vitor Cortez; Maria Christina Coelho Bessa; Nicole Campos Fiúza Fiuza Cronemberger

DOI: 10.37885/210504521 ..... **246**

SUMÁRIO

CAPÍTULO 18

FITOSSOCIOLOGIA E ASPECTOS ECOLÓGICOS DE UM REMANESCENTE FLORESTAL EM UM MOSAICO CAMPO-FLORESTA NO RIO GRANDE DO SUL COMO REFERÊNCIA PARA A RESTAURAÇÃO ECOLÓGICA

Sebastião Venâncio Martins; Camila Bauchspiess; Elias Frank de Araújo

DOI: 10.37885/210404403 ..... **262**

CAPÍTULO 19

GERMINAÇÃO E VIGOR DE SEMENTES DE *PITYROCARPA MONILIFORMIS* (BENTH.) LUCKOW & R.W. JOBSON SOB CONDIÇÕES DE ESTRESSE SALINO E HÍDRICO

Daniele Cristina Pereira de Matos; Séfora Gil Gomes de Farias; Moema Barbosa de Sousa; Graziele Nunes Lopes dos Santos; Raynara Ferreira da Silva; Dandara Yasmim Bonfim de Oliveira Silva; Romário Bezerra e Silva

DOI: 10.37885/210404395 ..... **277**

CAPÍTULO 20

INDICADORES AMBIENTAIS PARA USO REGIONAL NO RIO SANTA MARIA DA VITÓRIA VISANDO O ACOMPANHAMENTO DA QUALIDADE DA ÁGUA

Julielza Betzel Baldotto; Gemael Barbosa Lima; Wanderson de Paula Pinto

DOI: 10.37885/210504485 ..... **292**

CAPÍTULO 21

METODOLOGIA *TMDL* COMO ESTRATÉGIA DE SUPORTE AO PROCESSO DE ENQUADRAMENTO DE UM RECURSO HÍDRICO

Joyce Helly da Anunciação Soares; Camilo Rafael Pereira Brandão; Laize Eloy Teixeira; Romeu Boto Dantas Neto; Daniella Rocha

DOI: 10.37885/210504486 ..... **309**

CAPÍTULO 22

MODELAGEM DE ÁREAS PRIORITÁRIAS PARA RESTAURAÇÃO FLORESTAL COMPENSATÓRIA EM MUNICÍPIOS SOB INFLUÊNCIA DA MINERAÇÃO DE BAUXITA NA ZONA DA MATA MINEIRA

Luiz Henrique Elias Cosimo; Sebastião Venâncio Martins; José Marinaldo Gleriani

DOI: 10.37885/210404400 ..... **323**

SUMÁRIO

CAPÍTULO 23

MONITORAMENTO DE FAUNA COMO INDICADOR DE RESTAURAÇÃO FLORESTAL DE UMA ÁREA EM AMBIENTE DE MINERAÇÃO DE BAUXITA NA ZONA DA MATA MINEIRA

Wesley da Silva Fonseca; Sebastião Venâncio Martins

DOI: 10.37885/210404406 340

CAPÍTULO 24

NOVO CÓDIGO FLORESTAL: OS DESAFIOS DO DESENVOLVIMENTO ECONÔMICO SUSTENTÁVEL NAS DECISÕES JUDICIAIS NO DIREITO BRASILEIRO

Mirian Taila de Paula Almeida; Juliano Gil Alves Pereira

DOI: 10.37885/210404376 358

CAPÍTULO 25

POTENCIAL DE CAPTAÇÃO DE ÁGUA DE APARELHO DE AR CONDICIONADO: UM ESTUDO DE CASO NA SECRETARIA DE INFRAESTRUTURA DE SÃO CRISTOVÃO/SE

Zacarias Caetano Vieira; Edílio José Soares Lima; Rayana Almeida de Novais; Carlos Gomes da Silva Júnior; Paulo Cícero de Jesus Carvalho

DOI: 10.37885/210504506 364

CAPÍTULO 26

QUALIDADE DE ÁGUA NO SEMIÁRIDO: MORINGA E PALMA PARA BIORREMEDIAÇÃO DE CONTAMINANTES HÍDRICOS

Patrícia da Silva Costa; Rener Luciano de Souza Ferraz; Guilherme Felix Dias; Deibson Teixeira da Costa; Semako Ibrahim Bonou; Franklin Alves dos Anjos; Vitória Régia Ramos de Albuquerque Rocha Ramalho; Rayanne Silva de Alencar; José Dantas Neto

DOI: 10.37885/210303667 372

CAPÍTULO 27

RAZÃO DE ADSORÇÃO DE POTÁSSIO EM ÁGUAS DA REGIÃO DA CHAPADA DO APODI

Fábio R. de Souza; Celsemy Euletério Maia; Ana Quézia Carvalho Braga; Peter John Dumas; Ugo Leonardo R. Machado

DOI: 10.37885/210504502 386

SOBRE O ORGANIZADOR 395

ÍNDICE REMISSIVO 396

01

A qualidade das águas subterrâneas na Bacia do Rio Jacutinga, meio-oeste de Santa Catarina

Gedalva Terezinha Ribeiro **Filipini**
UFSC

Luiz Fernando **Scheibe**
CNPq

10.37885/210504483

RESUMO

Objetivo: a caracterização físico-química e microbiológica de 23 poços profundos foi objeto desta pesquisa, com vistas a identificar possível correlação da qualidade dos recursos hídricos subterrâneos com o uso da terra. A bacia do Rio Jacutinga integra a Região Hidrográfica do Vale do Rio do Peixe (RH3) no Oeste de Santa Catarina, e está situada na província hidrogeológica do Paraná/Sistema Aquífero Integrado Guarani/ Serra Geral (SAISG). Originalmente recoberta pelo bioma Mata Atlântica, está no presente, caracterizada pela criação intensiva de suínos e aves, sustentação à indústria de alimentos. **Método**: A caracterização do uso da terra obtida no IBGE, CIRAM/EPAGRI, EMBRAPA, Projeto Rede Guarani/Serra Geral - RGSG (FAPESC/MMA/ANA/CNPq/ CAIXA), imagens Landsat, Google Earth e em campo. Os dados de qualidade da água desses poços são resultado de análises realizadas pelo laboratório de águas e saneamento da EPAGRI/Chapecó/SC. Os tipos geoquímicos foram determinados em Diagrama de Piper (GW-CHART), sendo que em 07 poços foram coletadas amostras duplas para validação. Os indicadores analisados segundo a Resolução CONAMA Nº 396/2008 e a Portaria 2.914/2011, para águas destinadas ao abastecimento público. **Resultados:** A suinocultura catarinense é reconhecida como principal responsável pelo comprometimento da qualidade da água no Oeste do Estado, em decorrência da densidade de animais, e da inexistência de área agricultável suficiente para a aplicação desse efluente como fertilizante. **Conclusão:** alguns parâmetros mostraram-se desconformes para potabilidade, indicando riscos à saúde e, nesta perspectiva, evidenciam a relevância do manejo adequado do solo e dos recursos florestais para a qualidade dos mananciais subterrâneos.

Palavras-chave: Água Subterrânea, Qualidade de Água, Suinocultura, uso da Terra.

INTRODUÇÃO

A bacia do rio Jacutinga localiza-se no Meio-Oeste de Santa Catarina, sobre o Sistema Aquífero Integrado Guarani/Serra Geral (SAISG) (SCHEIBE; HIRATA, 2011), principal manancial de águas subterrâneas utilizado no abastecimento público e na dessedentação de animais. Junto com a bacia do rio do Peixe forma a Região Hidrográfica do Vale do Rio do Peixe (RH3), sendo originalmente recoberta pelo bioma Mata Atlântica. Foi parcialmente abrangida pelos estudos do PROESC/CPRM (FREITAS *et al.,* 2003), que atuou numa área equivalente a 23,56% do Estado, onde predomina a pecuária intensiva de suínos e aves, base da indústria de alimentos.

A crescente demanda por recursos hídricos indicou a necessidade de informações acerca dos processos de degradação ambiental, especialmente aqueles resultantes da produção intensiva de suínos e aves, cujos efluentes são utilizados na fertilização agrícola, em volumes que excedem a capacidade de absorção dos solos agricultáveis disponíveis. Além disso, o uso de agrotóxicos é significativo, situação que é agravada pela destinação inadequada de resíduos urbano/industriais, pelos usos intensivos do solo, pela supressão de vegetação ripária, e pela substituição de florestas nativas por exóticas em topos de morros e encostas com declividade acentuada.

Esta pesquisa foi desenvolvida no âmbito do Projeto Rede Guarani/Serra Geral (RGSG)[1], com o objetivo de avaliar a vulnerabilidade e a degradação dos recursos hídricos, resultante dos tipos predominantes de uso da terra.

MÉTODO

Os dados da pesquisa foram obtidos no IBGE, CIRAM/EPAGRI, EMBRAPA, Projeto Rede Guarani/Serra Geral - RGSG (FAPESC/MMA/ANA/CNPq/CAIXA), imagens Landsat e Google Earth. Os dados primários de qualidade da água são resultado de análises realizadas pelo laboratório de águas e saneamento da EPAGRI/Chapecó/SC.

Os trabalhos de campo foram realizados com utilização de GPS, termômetro, sonda multiparâmetros calibrada, peagâmetro, chaves de grifo, frascos esterilizados, máquina fotográfica, profissional da área de abertura de poços profundos, e Engenheira Química que realizou os procedimentos de coleta das amostras de água dos poços.

Os tipos geoquímicos das águas subterrâneas foram determinados em Diagrama de Piper (GW-CHART[2]), com base em dados de 23 poços profundos utilizados no abastecimento

1 O Projeto REDE GUARANI/SERRA GERAL conta com recursos da Fapesc e do Ministério do Meio Ambiente, da Ana e do CNPq, repassados pela Caixa Econômica Federal.

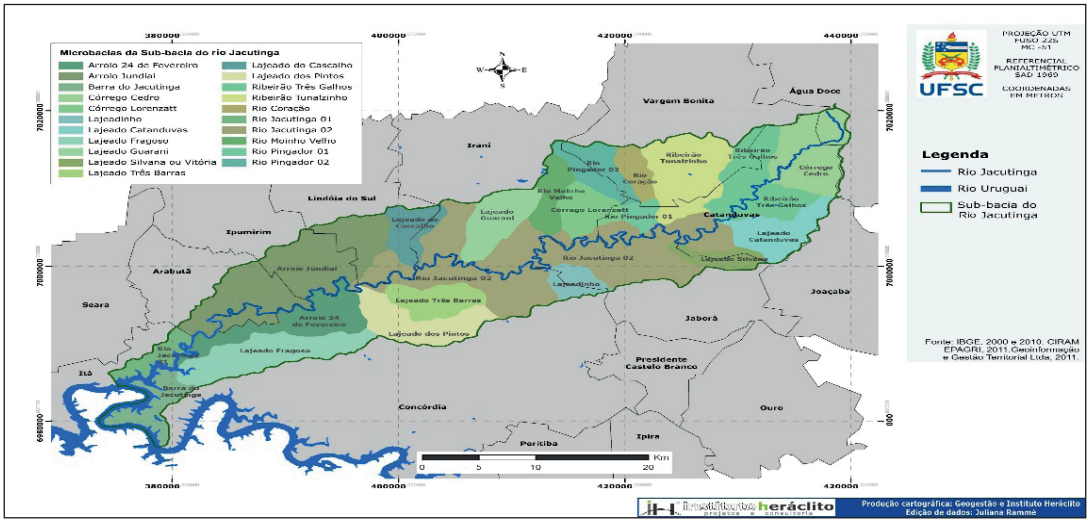
2 Diagrama de Piper produzido com base em programa disponível em <http://water.usgs.gov/nrp/gwsoftware/GW_Chart.html> acessado 10/06/2013.

de comunidades na área de abrangência da bacia do Rio Jacutinga. Em 07 poços foram coletadas amostras duplas para validar os resultados. As amostras foram referenciadas e enviadas para o laboratório da Epagri Chapecó, adotando-se indicadores representativos para a qualidade e potabilidade segundo a Resolução CONAMA Nº 396/2008 e a Portaria 2.914/2011, uma vez que nem sempre essas águas são submetidas a tratamento prévio quando destinadas ao abastecimento público.

A Área de Estudo e sua Localização Geográfica

A bacia do rio Jacutinga ocupa uma área de 1002,8 km² (Figura 01), abrange 10 municípios e uma população de 125.983 habitantes, com densidade média de 33 hab./km² (IBGE, 2011).

Figura 01. A bacia do rio Jacutinga, suas microbacias e municípios, na área de abrangência da RH3.



Fonte: Filipini (2013)

A economia na área de abrangência da bacia do rio Jacutinga está embasada na pecuária intensiva de suínos e aves, agroindústria de alimentos, produção de hortifrutigranjeiros, grãos, reflorestamento de exóticas, citricultura, piscicultura e pequenas indústrias familiares (IBGE, 2011), atividades que demandam significativos volumes de água, e resultaram numa crescente perfuração de poços profundos. A densidade pecuária, no entanto, mostra-se importante fator de degradação dos recursos hídricos superficiais, uma vez que a concentração de suínos chega próximo a 1000 animais/km², indicando superpopulação em alguns municípios e alertando para o volume dos efluentes gerados (Quadro 01).

Quadro 01. Comparativo de densidade populacional e pecuária nos municípios da bacia do rio Jacutinga

MUNICÍPIO	Área (Km²)	Pop. Total	Pop. hab./km²	Bovinos/km²	Suínos/km²	Aves/km²
Água Doce	1.313,02	6.961	5,3	50	50	677
Arabutã	132,23	4.193	31,71	**136**	**901**	15.447
Catanduvas	198,03	9.555	48,25	32	45	10.476
Concórdia	797,26	68.621	86,07	111	528	6.965
Ipumirim	247,07	7.220	29,22	96	425	**16.406**
Irani	327,05	9.531	29,14	65	424	1.917
Itá	165,46	6.426	38,84	127	690	8.693
Jaborá	191,12	4.041	21,14	85	577	9.100
Lindóia do Sul	188,64	4.642	24,49	122	627	5.527
Vargem Bonita	298,61	4.793	16,05	32	37	2.128
TOTAL/MÉDIA	**3.858,50**	**125.983**	**32,65**	**76**	**314**	**5.208**

Fonte: Filipini (2013)

Os adensamentos urbano-industriais e pecuários, assim como as culturas agrícolas altamente dependentes de fertilizantes químicos, constituem fatores de poluição dos mananciais hídricos superficiais, ampliando os riscos de contaminação do ambiente subterrâneo. O manejo adequado do solo pode ser determinante na redução desses riscos. (SCHEIBE *et al.*, 2012).

Scheibe; Hirata (2008) compilaram evidências da conectividade hidráulica entre os Sistemas Aquífero Guarani e Serra Geral, já sugeridas também, entre outros, por Freitas *et al*. (2003) que indicaram a ocorrência de termalismo em águas captadas de poços tubulares e fontes no Aquífero Serra Geral como evidência da interligação com aquíferos subjacentes, identificadas principalmente nos valores obtidos para pH, condutividade elétrica e temperatura, as quais demonstram características químicas não compatíveis com águas de áreas basálticas. As águas do Sistema Aquífero Serra Geral têm mais ligação com as águas de superfície, o que as torna mais acessíveis à captação e também mais vulneráveis à contaminação. As condições de vulnerabilidade relacionam-se aos tipos de fraturas das rochas, a defeitos construtivos, precariedade do selo sanitário e do perímetro de proteção, assim como ao tamponamento e uso inadequado de poços desativados.

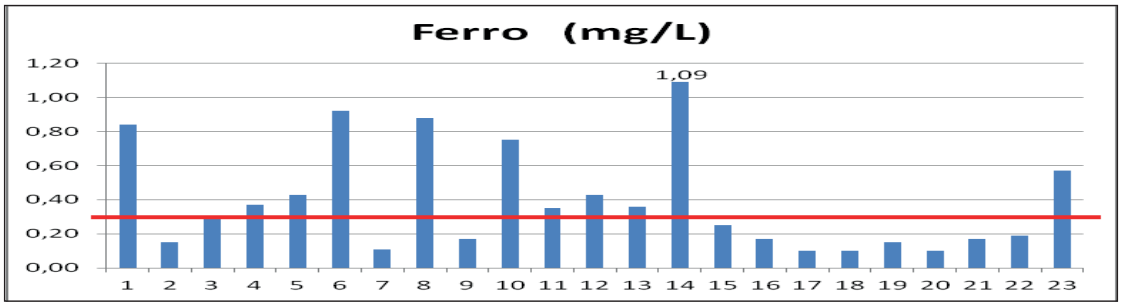
RESULTADOS E DISCUSSÃO

A qualidade da água subterrânea talvez seja um dos aspectos mais carentes de informação na área estudada, embora o seu monitoramento constitua condição relevante para a gestão dos recursos hídricos e da saúde pública. A possibilidade de exposição de pessoas a fatores de risco potentes para produzir doenças, requer um olhar cuidadoso sobre os processos e recursos ambientais, de modo a permitir que se amplie a compreensão sobre a saúde e as ações necessárias à sua manutenção.

As características físicas, químicas e microbiológicas das águas subterrâneas na bacia do Rio Jacutinga e entorno evidenciam desconformidades significativas para a saúde púbica, uma vez que os poços analisados são fonte de abastecimento de comunidades, podendo representar riscos para a saúde dessas populações. Os parâmetros que evidenciaram desconformidade e preocupação foram:

- ***Turbidez:*** presença de fragmentos de argila, silte, plâncton, microrganismos, matéria orgânica e inorgânica particulada, concorrendo para a rejeição da água. Relaciona-se principalmente com problemas construtivos ou de manutenção dos poços. Observou-se *turbidez* acima de 5,0 (UNT) em 17% dos poços analisados.
- ***Potencial hidrogeniônico (pH):*** 96% das amostras apresentaram valores de pH dentro dos padrões de potabilidade, com valores entre 7,36 a 9,71, característicos de águas alcalinas (FREITAS *et al*, 2003), sugerindo possíveis misturas das águas do SAG/SASG. Porém, os dados são insuficientes para confirmar tal condição, indicando a relevância de novos estudos.
- ***Cloretos:*** Em altas concentrações, conferem sabor ou propriedades laxativas à água. A amostra do poço 9 localizado em área urbana (86,07 hab/Km^2) apresentou valores superiores em relação à média, porém, em conformidade com a potabilidade, indicando a necessidade de atenção para possíveis contaminantes no entorno do poço e/ou necessidade de manutenção.
- ***Nitrogênio***: quando na forma de *nitrato,* indica a necessidade de medidas de prevenção relacionadas à saúde pública. Estudos corroboram a relação direta entre a concentração de nitrato em águas subterrâneas e a ocupação urbana/uso da terra.
- ***Fluoreto:*** é nocivo ao esmalte dentário e à formação óssea, conforme Freitas *et al.* (2003). Concentrações superiores a 2,0 e 4,0 mg/L respectivamente, favorecem o desenvolvimento da fluorose, da osteoesclerose assintomática e de defeitos orgânicos permanentes em fetos. Valores entre 0,62 e 0,97 mg/L foram identificadas nos poços 4, 12, 13 e 19 e, mesmo em conformidade com a norma, sugere o uso moderado dessas águas, em virtude da ingestão diária de outras fontes dessa substância (fluoretação no abastecimento público e dentifrícios). A ingestão diária de água com fluoreto acima de 0,9 mg/L representa riscos à dentição em menores de oito anos (FRAZÃO *et al.,* 2011).
- Ferro: favorece o desenvolvimento de ferrobactérias, odores e coloração, podendo obstruir canalizações e manchar roupas e materiais. A Resolução CONAMA 396/2008 e a Portaria 2.914/2011 restringem o limite de ferro a 0,30 mg/L em águas de abastecimento público. Foram identificadas 12 amostras de água com teores >0,30 mg/L, resultando em 52% das amostras em desconformidade para potabilidade (Figura 02).

Figura 02. Teor de Ferro em poços profundos na bacia do rio Jacutinga c/ linha limite para potabilidade.



Fonte: Filipini (2013) com base na Portaria 2.914/2011/MS e Resolução Conama 396/2008.

- ***Manganês:*** o limite para potabilidade é 0,10 mg/L. Estudo conduzido por pesquisadores com 362 crianças entre 6 e 13 anos no Canadá, indicou efeitos negativos sobre as habilidades intelectuais das crianças (LIBÂNIO, 2010). Foram encontradas três amostras (12, 14 e 21) com teor de manganês de 0,11 a 0,16 mg/L em poços localizados próximos a cultivos agrícolas e granjas, e com evidências do uso de dessecantes químicos no entorno (Figura 03).

Figura 03. Pontos de Coleta Nº 12, 14 e 21- poços com teores de manganês em desconformidade.

Fonte: Acervo dos autores.

- ***Fósforo:*** provém de apatita, mineral acessório presente na maioria das rochas magmáticas, mas que pode ter origem nos fosfatados, fertilizantes ou resíduos orgânicos. Os poços 01, 08 e 10 apresentaram concentrações de fósforo entre 0,10 e 0,14 mg/L, e em comum entre eles a presença de cultivos agrícolas, uso de fertilizantes químicos e pecuária no entorno.
- ***Coliformes Totais e Termotolerantes:*** em três dos 23 poços analisados detectou-se coliformes totais e termotolerantes. A presença de coliformes, nitratos e fósforo indicam relação com o uso do solo, problemas construtivos ou de manutenção dos poços. Visualmente apresentavam manutenção precária e rachaduras, indicando possível infiltração superficial (Figura 04).

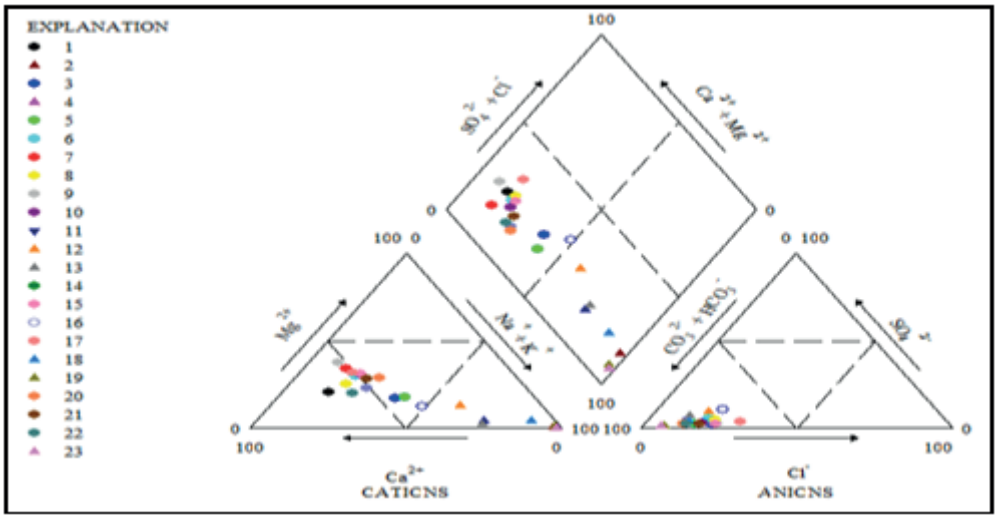
Figura 04. Pontos de Coleta Nº 08, 13 e 22 – com perímetro de proteção inadequado, precário ou ausente.

Fonte: Acervo dos autores.

O poço 13 instalado na margem esquerda do rio Jacutinga em Arabutã, apresentou 0,96 mg/L de fluoreto, 0,36 mg/L de ferro, além de Coliformes Totais e Termotolerantes.

Do ponto de vista da composição físico-química, as águas captadas na Formação Serra Geral apresentam geralmente boa qualidade (FREITAS *et al.,* 2003; NANNI, 2008; FOSTER *et al.*, 1993; SCHEIBE; HIRATA, 2011), porém, a ocorrência de fraturas é de frágil compreensão por grande parte da população, reforçando a percepção de que a degradação em superfície não altera a qualidade das águas subterrâneas. Nanni (2008) constatou similaridades entre águas do SAG e do SASG, apontando possível comunicação hidráulica que resultam em águas mineralizadas oriundas dessas misturas. Outros autores concordam com Nanni, citando como evidência a ocorrência de termalismo no Alto Rio Uruguai (FREITAS *et al.*, 2003; FRINHANI *et al.*, 2011; TREVISOL & SCHEIBE, 2011). A Figura 05 ilustra os tipos geoquímicos das águas subterrâneas amostradas na bacia do rio Jacutinga.

Figura 05. Diagrama de Piper das águas subterrâneas da bacia do rio Jacutinga.



Fonte: Filipini (2013) – em coleta entre março e junho de 2012.

Diversos autores citados por Nanni (2008) reconhecem as águas bicarbonatadas-cálcicas como sendo do SASG, e consideram as águas de composição bicarbonatada-sódica como oriundas de aqüíferos subjacentes, entre eles o SAG. Algumas amostras

bicarbonatadas-cálcicas indicam poços localizados em cotas altimétricas elevadas, proximidade de divisores de águas e, portanto, águas novas ou menos profundas. Mas essa condição não se confirma para o conjunto de amostras.

CONCLUSÃO

Evidenciamos em campo a necessidade de ampliar os cuidados construtivos e de manutenção dos poços profundos, de promover a orientação dos responsáveis e a fiscalização da armazenagem e manipulação de agroquímicos no entorno, como prerrogativa para evitar a contaminação das águas subterrâneas. Os indicativos de contaminação apontam para poços com defeitos construtivos, ausência do perímetro de proteção e de manutenção desses equipamentos, poços abandonados, e utilizados como sumidouro de rejeitos.

A maioria dos poços não dispõe de dispositivo para a coleta de amostras de água, dificultando o monitoramento regular. A outorga constitui um grande desafio, por implicar em informações sobre a captação já instalada e o cumprimento das normas do setor. Há receio por parte de muitos proprietários em fornecer informação sobre os poços, justificado pelo risco de restrições à captação.

Estudos hidrológicos têm proposto o gerenciamento dos aquíferos de forma integrada com a gestão ambiental, e a criação de redes de monitoramento, de forma a diagnosticar vulnerabilidades e promover a proteção desse recurso estratégico. Tais estudos têm subsidiado uma visão sistêmica na gestão do território e, nesta perspectiva, a capacitação da sociedade e dos agentes públicos constitui condição primordial na gestão dos recursos hídricos, podendo resultar em ganhos reais na melhoria das condições de saúde pública. Segundo Ribeiro (2008), tanto as doenças quanto a produção de alimentos têm relação direta com a qualidade dos recursos hídricos e ambientais. Porém, a exposição continuada das populações a ambientes degradados resulta em prejuízos à saúde pública, com risco de efeitos sinérgicos imprevisíveis. Assim, a percepção de quão danosos são os sistemas intensivos de produção de animais em confinamento precisa ser evidenciada, uma vez que resulta, pelo menos localmente, em carga de poluentes que extrapolam a capacidade ambiental de remediação.

Considera-se importante a adoção de ações voltadas para a melhoria das condições de infiltração das precipitações, com vistas a promover a recarga direta e a sustentabilidade dos recursos hídricos subterrâneos numa perspectiva de médio e longo prazos. Neste sentido, a bacia hidrográfica deve ser vista como *área de captação de água* e não apenas como *área de drenagem*, pois é a eficiência da captação que vai promover a recarga e a sustentabilidade dos reservatórios subterrâneos. O manejo adequado do solo e dos recursos florestais mostra-se de grande relevância na promoção da qualidade da água e, assim, a

vegetação ripária/ciliar que ocupa as APPs (Áreas de Preservação Permanente) tem funções importantes para a qualidade do corpo hídrico e, portanto, não pode ser suprimida.

O papel do crescimento econômico tem grande relevância na sustentabilidade ao proporcionar oportunidades, porém, precisa ter comprometimento com a preservação dos recursos naturais e respeitar a capacidade de carga dos sistemas, uma vez que os custos sociais da degradação ambiental são extremamente elevados, difusos e socialmente injustos, resultando em malefícios que só uma solidariedade global poderá começar a resolver (MENDES e OLIVEIRA, 2004).

Entre os desafios da gestão da água está a melhoria da sua qualidade. E para isso é preciso olhar para além da água, pois a melhoria da sua qualidade está diretamente relacionada à capacidade de percepção das dinâmicas e sinergias ambientais, determinantes para que essa condição seja protegida e/ou restabelecida. Embora as amostras analisadas nesta pesquisa talvez não representem adequadamente a quantidade de poços existentes na bacia, ainda assim, sinalizam para a relevância do monitoramento da qualidade dos poços profundos, e para a necessidade de novas pesquisas.

Concluímos atribuindo aos processos educativos um grande potencial de ação na promoção de atitudes de cuidado ambiental, tanto no sentido de agregar relevância aos processos de planejamento e gestão, como na perspectiva de promover condições de sustentabilidade e cidadania.

REFERÊNCIAS

1. BRASIL/MMA. (1997). Ministério do Meio Ambiente. *Política Nacional de Recursos Hídricos: Lei N° 9.433/ 1997*. Disponível em: <http://www.planalto.gov.

2. BRASIL/MMA. (1997). Ministério do Meio Ambiente. *Política Nacional de Recursos Hídricos: Lei N° 9.433/ 1997*. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/>Acesso em 30/10/2010.

3. BRASIL/MS. (2011). Ministério da Saúde. *Portaria 2.914, de 12 de dezembro de 2011.* Disponível em: <http://www.vigilanciasanitaria.sc.gov.br/> Acesso em 14/02/2012.

4. CONAMA. (2008). Conselho Nacional do Meio Ambiente. *Resolução No 396, de 03 de abril de 2008.* Disponível em: <http://www.mma.gov.br/conama> Acesso em 12/7/2010.

5. FILIPINI, G. T. R. (2013). *Os recursos hídricos na bacia do rio Jacutinga, meio-oeste de SC: o uso da terra e a qualidade das águas.* Tese de Doutorado em Geografia, UFSC, Florianópolis, 2013.

6. FOSTER, S.; HIRATA, R. (1993). *Determinação do risco de contaminação das águas subterrâneas: um método baseado em dados existentes.* Instituto Geológico, São Paulo, 1993. 92 p.

7. FRAZÃO, P.; PERES, M. A.; CURY, J. A. (2011). Qualidade da água para consumo humano e concentração de fluoreto. In *Revista de Saúde Pública.* São Paulo: USP, 2011. Disponível em: <http://www.scielosp.org/pdf/> Acesso em 28/12/2012.

8. FREITAS, M. A. (Org.) (2003). *Diagnóstico dos recursos hídricos subterrâneos do Oeste do Estado de Santa Catarina.* PROESC/CPRM. Porto Alegre, 2003.

9. FRINHANI, E. M. D.; AZZOLINI, J. C.; NIENOV, F. (2011). Qualidade das águas superficiais e subterrâneas na bacia hidrográfica do Rio do Peixe. In TREVISOL, J. V. e SCHEIBE, L. F. (Org). *Bacia hidrográfica do Rio do Peixe: natureza e sociedade*. Unoesc, Joaçaba, 2011.

10. GUIVANT, J.; MIRANDA, C. R. de (Orgs.) (2004). *Desafios para o desenvolvimento sustentável da suinocultura: uma abordagem multidisciplinar.* Argos, Chapecó, 2004.

11. IBGE. (2011). Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. *Banco de Dados.* 2011. Disponível em <http://www.ibge.gov.br/home/cidadesat> Acesso em 14/01/2013.

12. LIBÂNIO, M. (2010). *Fundamentos de qualidade e tratamento de água*. Editora Átomo, Campinas SP, 2010.

13. LINDNER, E. A. (1999). *Diagnóstico da suinocultura e avicultura em Santa Catarina.* FIESC/IEL, Florianópolis, 1999.

14. LOPES, A. R. de B. C. (2012). *Recursos hídricos e uso da terra na bacia do Rio do Peixe/SC: mapeamento das áreas de vulnerabilidade e risco de contaminação do Sistema Aquífero Serra Geral*. Tese de Doutorado em Geografia, UFSC, Florianópolis, 2012.

15. MARCHESAN, J. (2007). *A água no contexto da suinocultura na sub-bacia do Lajeado dos Fragosos – Concórdia (SC).* Dissertação de Mestrado em Geografia, UFSC, Florianópolis, 2007.

16. MENDES, B.; OLIVEIRA, J. E. S. (2004). *Qualidade da Água para consumo humano*. Lisboa: Lidel Edições Técnicas Ltda, 2004.

17. NANNI, A. S. (2008). *O Flúor em águas do Sistema Aquífero Serra Geral no Rio Grande do Sul: origem e condicionamento geológico.* IGE /UFRGS, Porto Alegre, 2008.

18. RIBEIRO, W. C. (2008). *Geografia política da água***.** Annablume, São Paulo, 2008.

19. SCHEIBE, L. F.; HIRATA, R. C. A. (2008). O contexto tectônico dos Sistemas Aqüíferos Guarani e Serra Geral em Santa Catarina: uma revisão. In CONGRESSO BRASILEIRO DE ÁGUAS SUBTERRÂNEAS, 15. 2008. Natal-RN. *Anais...* São Paulo: ABAS, 2008. Disponível em https://rgsgsc.files.wordpress.com/2013/09/abas.pdf

20. SCHEIBE, L. F; HIRATA, R. (2011). O Sistema Aquífero Integrado Guarani/Serra Geral (SAIG/SG) em Santa Catarina e os recursos hídricos da Bacia do Rio do Peixe. In TREVISOL, J. V.; SCHEIBE, L. F. (Orgs.). *Bacia hidrográfica do Rio do Peixe: natureza e sociedade.* Unoesc, Joaçaba, 2011. pp. 392 p. 55-82.

21. SCHEIBE, L. F. *et al.* (2012). *Relatório Executivo RGSG/SC 2012*. Disponível em: <http://rgsgsc.files.wordpress.com/2012/> Acesso em 21/11/12.

22. TREVISOL, J. V.; SCHEIBE, L. F. (org). (2011). *Bacia hidrográfica do Rio do Peixe: natureza e sociedade*. Unoesc, Joaçaba, 2011. 392 p.

02

Análise ambiental do Rio Casca (MG): contribuições para o diagnóstico geoquímico e ambiental da Bacia do Rio Doce

Autor: Wellington Luiz Rezende **Glória**
UFOP

Hubert Mathias Peter Roeser
UFOP

10.37885/210504548

RESUMO

A avaliação da qualidade da água é um fator muito importante para a implementação de gestão eficiente dos recursos hídricos. O presente estudo apresenta os resultados das investigações na bacia Rio Casca, relevante contribuinte do Alto Rio Doce. A área de estudo situa-se na parte oriental de Minas Gerais. Entre março e dezembro de 2013, amostras de água foram coletadas em 30 pontos, nos períodos chuvoso e seco. Foram determinados os parâmetros físico químicos, alcalinidade, sulfato, cloreto, elementos químicos, coliformes totais e *Escherichia coli*. De modo geral os parâmetros turbidez, OD, STD, ORP, cloreto e condutividade elétrica, apresentaram valores superiores nos períodos chuvosos. Em contrapartida, no período seco, os valores determinados de sulfeto e alcalinidade apresentaram poucas variações superiores, conforme previsto em função da sazonalidade. Foram registradas maiores concentrações dos elementos químicos no período chuvoso, com valores constantes de Al, Fe, Mn, Ca, K, Mg, Na, P, S, Si, Ba e Sr, além da presença menos frequente de Cu e Ti. Estes elementos refletem as condições litológicas na região. Verificou-se a presença constante de coliformes fecais, indicando a estreita relação entre as atividades de ocupação do local e o uso das águas, bem como a necessidade de controle local. Em conformidade com a legislação ambiental, a bacia do rio Casca deve atender os preceitos aplicáveis ao enquadramento Classe 2, de acordo com a Resolução CONAMA 357/05 e 430/11, devendo portanto, receber medidas de controle, recuperação e conservação da qualidade das águas, para atender as premissas estabelecidas para seus usos.

Palavras-chave: Rio Casca, Recursos Hídricos, Diagnóstico, Geoquímica, Hidroquímica.

INTRODUÇÃO

A água é o recurso natural que representa maior influência sobre os organismos vivos, atuando como um fator essencial para a garantia da vida em nosso planeta. Quimicamente definida como um composto inorgânico, ela pode representar, em alguns seres vivos, cerca de 98% de sua matéria. Além de ser um dos principais constituintes da matéria viva, a água é responsável pelo transporte de inúmeras substâncias através dos sistemas de disponibilização de nutrientes, sais minerais, entre outros e pelo controle de temperatura de ambientes, bem como dos organismos. Vários estudos apontam que as águas em nosso planeta estão distribuídas nas seguintes proporções: aproximadamente 97% de águas salgadas, 2,2% nas geleiras e 0,8% sob forma consumível, água doce, sendo esta última forma subdividida em 97% de água subterrânea e 3% de água superficial. Com base nesse cenário podemos considerar o Brasil como um país privilegiado. Porém, a distribuição da água não ocorre de forma homogênea, uma vez que 73% dessa água doce disponível em território nacional encontra-se no norte, região menos industrializada e menos povoada. Restando aos demais habitantes e empreendimentos, encontrados nos demais centros apenas 27% da capacidade hídrica do país (BENEVIDES e BEEKMAN, 1995; SETTI e LIMA, 2001).

O uso adequado dos recursos naturais, principalmente dos hídricos, vem sendo considerado de grande importância, pois a água está presente em toda a biosfera: nos corpos d'água, no ar, no solo, no subsolo e nos seres vivos e desempenha importantíssima função em quase todas as atividades humanas, econômicas, sociais, culturais e até religiosas (FELDMANN, 1992). A qualidade da água é resultante de fenômenos naturais e da atuação do homem. De maneira geral, pode-se dizer que a qualidade de uma determinada água é função das condições naturais e do uso e da ocupação do solo na bacia hidrográfica (VON SPERLING, 2008).

Sob condições naturais, a qualidade da água é influenciada, sobretudo, pelos mecanismos e fluxos dos ciclos hidrogeoquímicos, destacando-se o volume de precipitação, o escoamento superficial das águas (controlado por fatores como a cobertura vegetal), as formas e quantidade de infiltração no solo, além das características ainda mais específicas para cada região hidrográfica em análise como a composição das rochas e dos solos, as influências climáticas ou outros fatores físicos. Sob influência das condições antrópicas destaca-se a alteração da qualidade das águas por fatores estreitamente relacionados ao uso e ocupação das áreas, ou seja, as atividades desempenhadas em determinadas regiões exercem considerável relação com a degradação das condições naturais locais, além de promoverem a alteração dos mecanismos e fluxos naturais citados.

Desta forma, conhecer a qualidade da coleção hídrica torna-se um fator de extrema relevância para o planejamento e operação de um sistema eficiente de gerenciamento de

recursos disponíveis. Neste sentido a adoção uma unidade espacial para estudo e aplicação de mecanismos de conservação e controle da qualidade das águas é essencial. Sendo assim é de extrema relevância a definição/ delimitação das bacias, sub- bacias, regiões e sub-regiões hidrográficas.

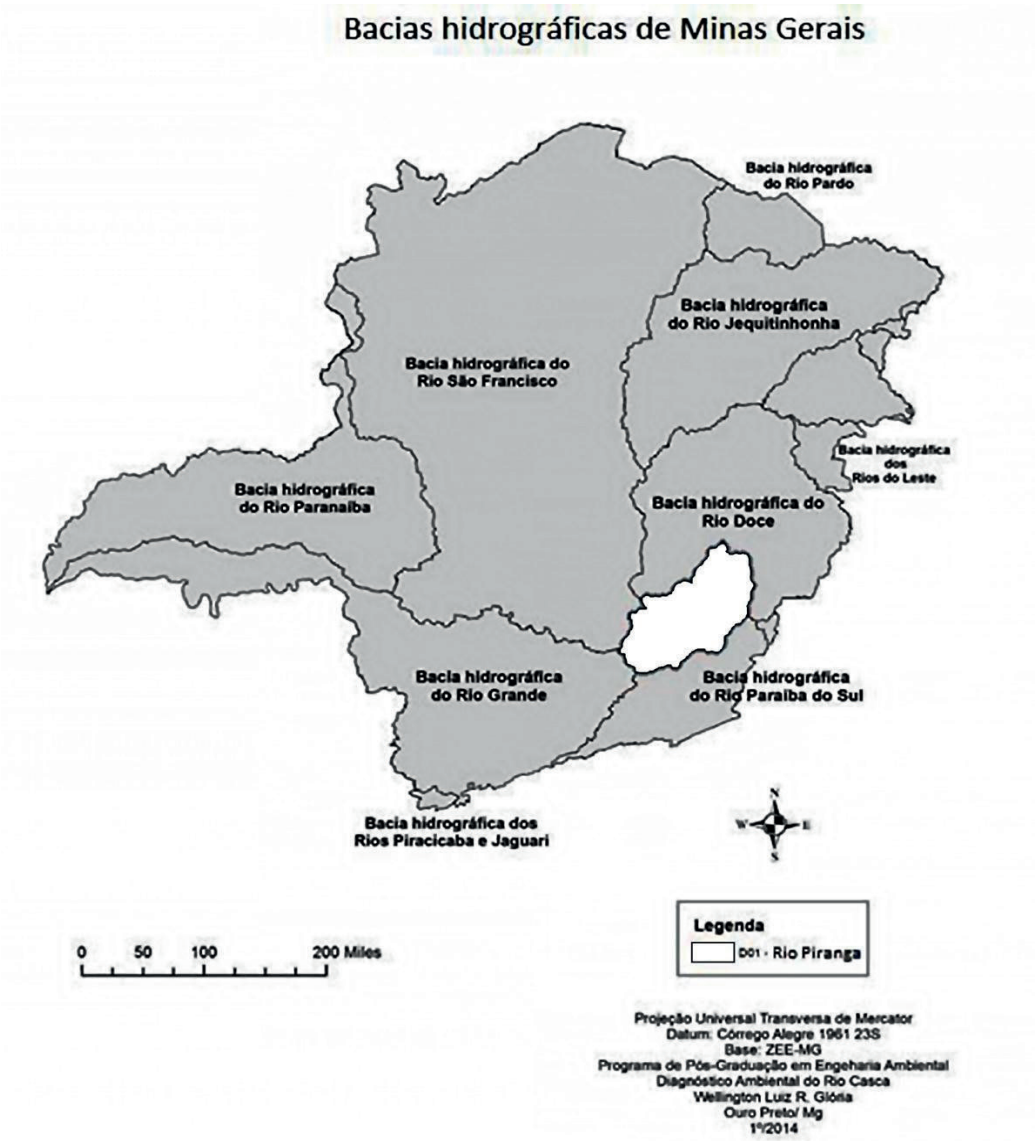
A definição da unidade espacial supracitada deve resultar em benefícios significantes para o desenvolvimento social, ambiental e econômico de uma região e sua integração com outras regiões dela dependentes. Em 1997, a Política Nacional de Recursos Hídricos, instituída pela Lei nº 9.433 em 8 de janeiro, incorpora princípios e normas para a gestão de recursos hídricos, adotando a definição de bacias hidrográficas como unidade de estudo e gestão. Assim, é de grande importância para gestores e pesquisadores a compreensão do conceito de bacia hidrográfica e de suas subdivisões (TEODORO et al, 2007).

Em uma concepção geral, entende-se por bacia hidrográfica a área da superfície da terra, limitada pelos divisores topográficos de água, e que faz convergir todo escoamento natural de água e materiais diversos par o rio principal, que por sua vez leva-os para uma saída em comum. Ela é formada por três elementos básicos: os divisores de água, as vertentes e a rede de drenagem (COELHO NETO, 2001).

Considerando tais características, o Estado de Minas Gerais compreende dez Bacias hidrográficas (figura 1.1), sendo a bacia hidrográfica do rio Doce a unidade territorial foco dos estudos realizados neste trabalho, que integra a sequência de trabalhos já realizados na própria UFOP como as pesquisas de FUKUZAWA (2008), SILVA (2010), LIMA (2009), GOULART (2008) e LACERDA (2013).

Especificamente, verificam-se neste estudo as contribuições do rio Casca, integrante da sub- bacia do rio Piranga – DO1, para as condições de saúde ambiental da bacia do rio Doce.

Figura 1. 1: Distribuição das Bacias Hidrográficas em Minas Gerais.



Este estudo foi realizado no intuito de determinar as condições ambientais do Rio Casca, sobretudo, com a finalidade de conhecer as interações existentes neste que resultam em contribuições ambientalmente negativas para a qualidade das águas da bacia do Rio Doce. Desta forma, foram caracterizadas possíveis degradações ambientais e identificados os fatores geradores de tal condição, sempre que possível.

De modo geral, a região estudada apresenta uma economia bem diversificada baseada principalmente atividades de extração mineral e na agropecuária e sua caracterização, diante do aspectos demográficos, geográficos, econômicos, políticos, sociais e ambientais é extremamente relevante.

Os resultados desse estudo proporcionam o conhecimento mais preciso das condições a região da bacia do rio Casca sob os aspectos investigados e geram dados e informações que permitem integrar ao diagnóstico da bacia do rio Doce relevantes contribuições, atuando desta forma como importante componente para o estabelecimento de procedimentos e mecanismos de gestão das águas na região de influência da referida bacia.

METODOLOGIA

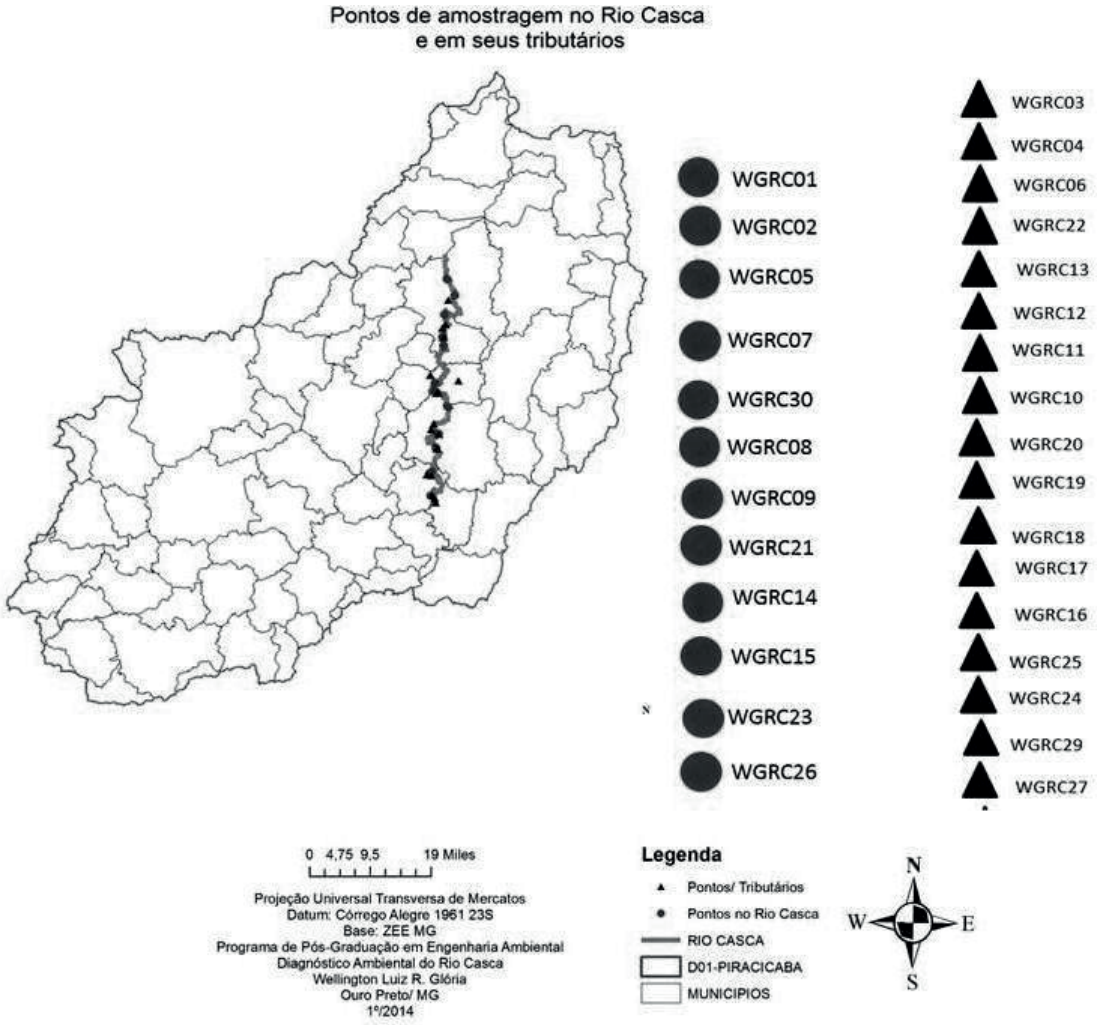
Foram executadas três amostragens na bacia do rio Casca, sendo estas distribuídas da seguinte forma: a primeira no final do período chuvoso, realizada entre os dias 18 e 20 de março de 2013, a segunda no período seco, realizada entre os dias 23 e 25 de agosto de 2013 e a terceira no início do período chuvoso, entre os dias 18 e 20 de setembro de 2013.

No total definiu-se trinta pontos de amostragens, identificados com as iniciais WGRC, seguidos pelos numerais de 01 a 30 (tabela 2.1) (figura 2.1), sendo 12 pontos determinados sobre o rio Casca e 18 pontos em tributários.

Tabela 2.1: Identificação e localização dos pontos de amostragens (WGRC).

Identificação	*Coordenadas (UTM)*		*Nome do Local*
	Latitude	Longitude	
WGRC01	746408	7781194	Rio Casca
WGRC02	748417	7776601	Rio Casca
WGRC03	746591	7775254	Córrego Espraiado
WGRC04	745835	7768164	Córrego Jacutinga
WGRC05	745699	7771073	Rio Casca
WGRC06	744940	7767088	Ribeirão Sela Funda
WGRC07	745260	7764513	Rio Casca
WGRC08	742997	7751087	Rio Casca
WGRC09	743130	7748696	Rio Casca
WGRC10	743172	7748363	Ribeirão Piscamba
WGRC11	744085	7748465	Córrego Jacaré
WGRC12	749598	7751768	Ribeirão Santo Antônio do Grama
WGRC13	741466	7753551	Ribeirão das Bandeiras
WGRC14	743986	7736348	Rio Casca
WGRC15	743196	7732288	Rio Casca
WGRC16	743567	7732055	Córrego Valão
WGRC17	743511	7732181	Córrego Cachoeira
WGRC18	744029	7736229	Córrego sem nome/ Lage
WGRC19	741712	7737676	Córrego das pedras
WGRC20	742493	7739286	Córrego Areião
WGRC21	746719	7744138	Rio Casca
WGRC22	745464	7764449	Córrego sem nome
WGRC23	741996	7725342	Rio Casca
WGRC24	741753	7724345	Córrego Lombriga
WGRC25	740651	7724565	Córrego Santo Aleixo
WGRC26	741936	7718233	Rio Casca
WGRC27	742867	7717677	Córrego São João
WGRC28	743020	7716456	Córrego Puaia
WGRC29	742142	7718656	Córrego do Anta
WGRC30	745515	7761793	Rio Casca

Figura 2. 1 Identificação e localização dos pontos de amostragens.



Área de estudo

A bacia do rio Doce situa-se na região Sudeste, entre os paralelos 17°45' e 21°15' S e os meridianos 39°30' e 43°45' W, integrando a região hidrográfica do Atlântico Sudeste. Tal bacia possu uma área de drenagem de aproximadamente 86.715 km², dos quais 86% pertencem ao Estado de Minas. O rio Doc possui 879 km de extensão, intercepta 229 municípios e atende as necessidades de aproximadamente 3.294.000 habitantes. As principais atividades realizadas nas áreas de influência do rio Doce são mineração, siderurgia, silvicultura e agropecuária.

O Rio Doce tem sua nascente nas serras da Mantiqueira e do Espinhaço, e percorre cerca de 850 Km até atingir o Estado do Espírito Santo. Em Minas Gerais, os principais afluentes do rio Doce, são os rios do Carmo, Piracicaba, Santo Antônio, Corrente Grande, Suaçuí Grande, Casca, Matipó, Caratinga e Manhuaçu.

A sub Bacia do Rio Casca possui uma área de drenagem de 2.510,63 Km², integrando os 17.571,37 km² de área de drenagem da UPGRH Piranga (DO1). Em tal bacia, assim como nas demais que compõem a DO1, são predominantes as atividades de extração de argila de areia, agricultura e pecuária, além de registros significativos de atividades de silvicultura.

Nas áreas que circundam os sítios de amostragem, com exceção dos sítios localizados dentro dos Municípios de Rio Casca (na região central) e Pedra do Anta, predominam as atividades de agricultura e pecuária, de forma intensa e com estreita proximidade aos pontos de amostragens.

O Município de Rio Casca possui uma Pequena Central Hidroelétrica – PCH, utilizando o rio Casca como fonte de geração de aproximadamente 18 MW, em fase de outorga, além disso, sobre o rio Casca existem outras duas PCHs, em fase de construção, que juntas fornecerão aproximadamente 32,40 MW, ambas na cidade de Jequeri.

Este estudo foi realizado no trecho do rio Casca compreendido os municípios de Águas Férreas, Jurumirim, Rio Casca, Santo Antônio do Grama, Piscamba, Jequeri e São Miguel do Anta.

Amostragens

As amostras das águas foram realizadas utilizando um coletor de balde simples, realizando-se o lançamento deste no sentido contracorrente, sendo retirada uma primeira porção da água para a realização de ambiente do balde coletor. Nos trechos de fácil acesso ao leito do rio, as coletas foram realizadas com o auxílio de um coletor de garrafa, em haste de metal simples, neste caso também foi realizado o procedimento de ambiente.

Imediatamente após a coleta, foram realizadas as análises previstas para execução *in situ* (pH, temperatura, condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, turbidez, resistividade, POR e STD) e posteriormente, foram separadas as amostras para realização dos parâmetros em laboratório. Tais amostras foram acondicionadas em caixas térmicas e sob refrigeração de forma adequada e conduzidas para os laboratórios para a realização das análises.

Foram separados cerca 1 L de água para a realização dos parâmetros alcalinidade, sulfatos e cloretos e 200 mL de cada amostra para a análise dos elementos químicos; todas previamente filtradas com o auxílio de seringas e filtro do tipo Syringe-Driven FPV-403-030, de 0,45μm de porosidade e colocadas nos frascos âmbar. Estas amostras receberam cerca de 2 a 3 gotas de HNO_3 concentrado para permitir a conservação dos elementos químicos analisados.

A partir do segundo campo foram coletadas amostras para a realização das análises de coliformes totais e coliformes termotolerantes. As águas foram coletadas com o auxílio de seringas e vertidas em sacos estéreis próprios para o acondicionamento de amostras

com tal finalidade de análise. Posteriormente foram colocadas sob refrigeração e destinadas para análises que foram realizadas em período inferior a 24h.

Medições e análises *n situ*

No local da coleta foram determinados parâmetros, temperatura, pH, condutividade elétrica, STD e POR utilizadno um multiparâmetro da marca Myron L Company / modelo Ultrameter. A turbidez foi determinada por turbidímetro da marca Digimed / modelo Turbidimitro DM-TU e o OD foi determinado usando um oxímetro da marca Hanna / modelo HI9146.

Análises Químicas

A determinação dos parâmetros, Alcalinidade, Cloreto e Sulfato foram realizadas no laboratório de Saneamento Ambiental – LSA, da Escola de Minas da UFOP, de acordo com a metodologia proposta por Greenberg et al. (1992), no Standard Methods for examination of water and wastewater, sendo: alcalinidade determinada por método titulométrico com solução padronizada de Ácido Sulfúrico (H_2SO_4) 0,01 mol/L e calculada em função da concentração de HCO^-, concentração de cloreto foi determinada por método titulométrico com solução padronizada de Nitrato de Prata ($AgNO_3$) 0,0141 mol/L e concentração de sulfato foi determinada por método turbidimétrico, utilizando a adição de solução tampão e Cloreto de Bário ($BaCl_2.2H_2O$), para a formação de Sulfato de Bário ($BaSO_4$).

Os metais foram determinados no LGqA (Laboratório de Geoquímica do DEGEO), por Espectrofotometria de Emissão Atômica com fonte de plasma indutivamente acoplado (ICP-OES), marca SPECTRO, *Ciros* CCD e no Laboratório de Espectrometria de Massas, ambos da UFOP, por TXRF (medição da fluorescência emitida a partir de átomos irradiados com um feixe de raios – X).

Análises Microbiológicas

As análises de microbiologias (investigação de coliformes totais e coliformes termotolerantes) foram realizadas Laboratório de Qualidade das Águas – LaQUA da UFOP, utilizando o método de Colilert, através da utilização, por estes organismos, da ß-galactosidase para metabolizar o indicador de nutriente *orto—nitrofenol-beta-galacto-piranosideo* e alterá-lo de incolor para amarelo. O *Escherichia coli* utiliza ß-glucuronidase para metabolizar *methyl-umbelipheril-gluicuronide* e criar fluorescência. Já que a maioria dos não coliformes não conta com estas enzimas, eles não podem se reproduzir e interferir. Os poucos não coliformes que têm estas enzimas são seletivamente suprimidos pela matriz do Colilert.

As análises biológicas foram realizadas sob as condições de assepsia e desinfecção do ambiente conforme determinações específicas para este tipo de análise e todo o material foi devidamente descontaminado em autoclave e descartado após a leitura dos resultados obtidos.

RESULTADOS E DISCUSSÕES

A dinâmica dos resultados obtidos permite determinar o comportamento da qualidade destas águas em função do período de sazonalidade, visto que a maioria dos parâmetros analisados apresentou comportamento diferenciado nos três períodos, chuvoso (1º campo) – período I, seco (2º campo) – período II e início do período chuvoso (3º campo) – período III.

Em toda a sub bacia do Rio Doce os usos preponderantes são abastecimento público, consumo humano, dessedentação de animais, irrigação, captação industrial e geração de energia elétrica (IGAM, 2010). Todo o trecho da sub bacia do rio Casca analisado é composto por corpos d'água de classe 2.

Os parâmetros turbidez, condutividade elétrica e STD apresentaram a seguinte correlação de concentração I > III > II, nos trechos do rio Casca, já em seus tributários a correlação de concentração apresentada para STD é II > I > III. Conforme previsto o período chuvoso é o que representa maiores cargas de matérias de origem orgânica e materiais suspensos, o que poderia reduzir de forma significativa a incidência de luz, alterando processos naturais de decomposição e produção de oxigênio. Cabe destaque para o comportamento destes parâmetros nos tributários, visto que no período II apresentaram maiores concentrações destes parâmetros e isso, associado a redução da vazão neste período também pode propiciar a redução dos mesmos processos anteriormente citados.

A alcalidade das águas analisadas variou entre os períodos na relação II > I > III e ocorrendo as oscilações significativas nos tributários. Tal relação pode estar relacionada à dissolução de rochas, reação com CO_2 atmosférico e sobretudo a decomposição de matéria orgânica. Neste caso, associando os resultados de turbidez, condutividade e STD, pode-se atribuir tal alcalidade à decomposição de matéria orgânica nos tributários, visto que estes seguem mesma tendência de concentração.

Diante das concentrações de OD, nota-se que somente o ponto WGRC01 apresentou concentração inferior ao determinado pela legislação, no entanto muito próximo do limiar de 5,0 mg/L.

Os pontos WGRC03, WGRC04, WGRC10, WGRC11, WGRC20 (tributários) e WGRC14 foram os que apresentaram maior concentração de cloreto, variando as concentrações sazonais em I > II > III. Isso indica a possibilidade da ocorrência de atividades antrópicas na região, sobretudo no ponto WGRC10.

Os tributários WGRC03, WGRC10, WGRC18, WGRC19 e WGRC20 apresentaram maior dureza (concentração de Ca e Mg), principalmente no período I, o que pode, ser determinante ao se estabelecer o tratamento destas águas em função de seus usos.

As concentrações de Fe e Mg foram significantemente menores que as estabelecidas pela Resolução CONAMA 357/2005, e estabelecem entre si uma correlação positiva, conforme previsto. Tais concentrações possivelmente estão sendo determinadas pelas condições naturais da região.

Foi verificado o excesso de P (limite de 0,1mg/L) nos pontos WGRC08 (II), WGRC10 (I, II, e III), WGRC17 (III) e WGRC22 (II). O ponto WGRC10 apresentou concentração de Cu nos períodos II e III, acima do determinado pela Resolução CONAMA 357/2005. Este fator associado aos demais resultados observados, possivelmente caracteriza a presença de atividades antrópicas na região e sua influência sobre o declínio da qualidade das águas neste ponto.

Os elementos Al e Ba quando detectados nas amostras apresentaram sempre concentrações inferiores às previstas pela Resolução CONAMA 357/2005 e possivelmente a presença destes está associada às condições naturais da região.

Apesar de não ser um parâmetro com limites estabelecidos pela Resolução CONAMA 357/2005, o S nas águas pode ser determinante para atribuição da sua degradabilidade às atividades antrópicas e isso pode ser verificado no ponto WGRC10 (córrego Piscamba).

Somente os pontos WGRC04, WGRC07, WGRC11, WGRC12, WGRC15, WGRC16, WGRC17, WGRC18, WGRC20, WGRC21 e WGRC30 apresentaram números mais prováveis (NMP) de coliformes termotolerantes inferiores aos determinado pela Resolução CONAMA 357/2005 (> 1000NMP/ 100 mL). O ponto WGRC20 mostrou a menor concentração destes microoganismos. Tal resultado aponta a presença destes microorganismos em todos os trechos em pelo menos um dos períodos medidos, o que indica a influência de atividades antrópicas na região. Neste sentido, o ponto WGRC30 se destaca por apresentar baixa ou relativamente baixa, concentração de coliformes termotolerantes mesmo sendo o ponto sob maior pressão antrópica (ponto no centro do município de Rio Casca).

De acordo com os resultados obtidos pelo TXRF, os pontos WGRC01, WGRC02, WGRC03, WGRC04, WGRC06, WGRC09, WGRC10, WGRC11, WGRC13, WGRC16, WGRC18, WGRC19, WGRC21, WGRC22 e WGRC28 apresentaram, pelo pelos um elemento iônico em concentração acima do permitido pela Resolução CONAMA 357/2005.

As concentrações significativas de coliformes totais e coliformes termotolerantes indicam que a toda coleção hídrica da sub bacia do rio Casca apresenta estreita relação com atividades antrópicas, sobretudo os pontos WGRC10, WGRC17 e WGRC22 (tributários) em função dos resultados obtidos e WGRC01, WGRC12 e WGRC30 em função das condições observadas *in loco*.

CONCLUSÕES

Os resultados apresentados neste estudo denotam as condições ambientais das águas do rio casca e de alguns de seus tributários. Tais condições foram determinantes para estabelecer coeficientes indicadores da qualidade das águas dessa sub bacia e assim atribuir valores para uma caracterização maior e mais eficiente da bacia do Rio Doce.

De modo geral, é possível afirmar que a maioria dos parâmetros analisados neste estudo tem intima relação com as condições naturais da região, sejam elas abióticas (características geológicas) ou bióticas (vegetação) Tais condições são diretamente influenciadas pelas modificações ambientais durante as variações sazonais e/ou aquelas variações determinadas pela atividade antrópica na região.

Os resultados demonstram, em alguns pontos, a contaminação das águas analisadas por atividades antropogênicas, promovidos, certamente pela destinação inadequadas dos efluentes domestico utilização indevida das áreas de obrigatória preservação. Deve-se destacar, entretanto, que eles apresentam uma verificação inicial das condições locais, servindo de alerta para a existência de contaminação em alguns pontos, nos quais, inclusive, os resultados excederam as determinações da legislação vigente, no entanto, é conveniente que se realize a proposição de valores de referência, ou seja, valores orientadores baseados nas condições naturais da região, para que desta forma a existência de contaminação seja efetivamente validada.

AGRADECIMENTOS

Aos membros que integraram o grupo de levantamento de dados e análises deste estudo. Aos parceiros do Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambienta da UFOP, Professor Dr. Hubert Mathias Peter Roeser, Professora Drª. Adivane Terezinha Costa, voluntários dos laboratórios LSA da Eng. Civil, LGqA do DEGEO e LaQua da Escola de Farmácia, da UFOP , ao CNPq, CAPES e FAPEMIG.

REFERÊNCIAS

1. AGUDO, E.G. Guia de coleta e preservação de amostra de água. 1a ed. São Paulo: CETESB, 1987. 150 p. ANA – Agência Nacional de Águas (2012). Disponível em: <www.ana.gov.br>. Acesso em: setembro de 2012.

2. BENEVIDES, V.F.S., BEEKMAN, G.B. Aspectos de sustentabilidade e vulnerabilidade dos recursos hídricos. In: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE RECURSOS HIDRICOS, Recife, PE, Anais. ABRH. 1995. p. 51- 55.

3. CBH-DOCE – Comitê da Bacia Hidrográfica do Rio Doce (2012). Disponível em: <www.riodoce.cbh.gov.br>. Acesso em: setembro de 2012.

4. CETESB – Compania de Tecnologia de Saneamento Ambiental, 2013. Disponível em: <http://www.cetesb.sp.gov.br/Agua/rios/variaveis.asp> Acesso em: novembro de 2012.

5. COELHO NETTO, A. L. Hidrologia de Encosta na Interface com a Geomorfologia. In: GUERRA, A.J.T.; CUNHA, S.B. Geomorfologia: uma atualização de bases e conceitos. Rio, 2002. p. 252.

6. CONAMA – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução do CONAMA Nº 357 de 2005. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 09 de setembro de 2012. – Conselho Nacional de Meio Ambiente. Resolução do CONAMA Nº 430 de 2011. Disponível em: <http://www.mma.gov.br>. Acesso em: 09 de setembro de 2012.

7. CUSTÓDIO, E., LIAMAS, M. Hidrologia Subterrânea. Barcelona: Ed. Omega, 1983.v1-2. p. 603.

8. EITEN, G.(1994) Vegetação. In: PINTO, M. N (Org.). Cerrado: caracterização, ocupação e perspectiva. Brasília, Editora da UNB. p. 17-73.

9. ESTEVES, F.A. Fundamentos de Liminologia. 2 ed. Rio de Janeiro. Editora Interferência Ltda. 1998. 602 p.

10. FELDMANN, F. Guia da Ecologia: para entender e viver melhor a relação homem- natureza. São Paulo, Editora Abril, 1992. 320p.

11. FERNANDES, G. B. Caracterização qualitativa das águas do Rio Salgado no município de Juazeiro do Norte, Ceará. In: Simpósio Ítalo Brasileiro de Engenharia Sanitária e Ambiental,VI, 2002, Vitória, Espírito Santo, Brasil. Anais 2002. p. 1-9.

12. FÖRSTNER, U. Traceability of sediments analysis. Trends in Analytical Chemistry. V.23, n.3.2004. p.217-235. GILL R. Chemical fundamentals of geology. 2 ed. London: Chapman & Hall, 1996. 298p.

13. GREENBERG, A.E.; CLESCERI, L.S.; EATON, A.D. Standard methods for the examination or water and wastewater. 18ed. Ed. American Public Health Association. 1992.

14. IGAM – Instituto Mineiro de Gestão das Águas (2013). Disponível em: <http://aguas.igam.mg.gov.br>. Acesso em: Janeiro de 2013.

15. IGAM – Monitoramento da Qualidade das Águas Superficiais na Bacia do Rio Doce em 2007. Relatório Anual. Projeto “Águas de Minas”. Belo Horizonte. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2008. 171 p.

16. IGAM – PIRH - Plano Integrado de Recursos Hídricos da Bacia Hidrográfica do Rio Doce e Planos de Ações para as Unidades de Planejamento e Gestão de Recursos Hídricos no Âmbito da Bacia do Rio Doce. Relatório Final. Volume I e Anexo I. Belo Horizonte. Instituto Mineiro de Gestão das Águas. 2010. 472p.

17. IPEMA - INSTITUTO DE PERMACULTURA E ECOVILAS DA MATA ATLÂNTICA. Conservação da Mata Atlântica no Estado do Espírito Santo: Cobertura florestal e Unidades de Conservação. Vitória: IPEMA. 142p, 2005.

18. MMA – Ministério de Meio Ambiente. Caderno da Região Hidrográfica do Atlântico Sudeste. Brasília, 2004. p.

19. MEYER, A.; GROTEFEND, S.; GROSS, A.; WÄTZIG, H.; OTT, I. Total reflection X-ray fluorescence spectrometry as a tool for the quantification of gold and platinum metallodrugs: determination of recovery rates and precision in the ppb concentration range. Journal of pharmaceutical and biomedical analysis, v. 70, p. 713-7, nov 2012.

20. MISRA, N. L.; MUDHER, K. D. S. TOTAL REFLECTION X-HAY FLUORESCENCE: A TECHNIOUE FOR TRACE ELEMENT ANALYSIS IN MATERIALS. Pergamon, v. 8974, n. 02, p. 65 - 74, 2002.

21. SANTOS, A. C. Noções de Hidrogeoquímica. In: FEITOSA, F. A. C ; MANOEL FILHO, J. (Coord). Hidrogeologia conceitos e aplicações. Fortaleza: CPRM, 1997. p. 81-108.

22. SETTI, A.A.; LIMA, J.E.F.W. Introdução ao gerenciamento dos recursos hídricos. Brasília. ANEEL- ANA. 2001. p. 327.

23. TAVARES, G. A.; ALMEIDA, E.; OLIVEIRA, J. G. G.; BENDASSOLLI, J. A.; NASCIMENTO FILHO, V. F. Elemental content in deionized water by total-reflection X-ray fluorescence spectrometry. Journal of Radioanalytical and Nuclear Chemistry, v. 287, n. 2, p. 377-381, 2 nov 2010.

24. TEODORO, V. L. I.; TEIXEIRA, D.; COSTA, D. J. L.; FULLER, B. B. O conceito de bacia hidrográfica e a importância da caracterização morfométrica para o entendimento da dinâmica ambiental. Revista Uniar, 2007.20:137-156.

25. VON SPERLING, M. Introdução a qualidade das águas e do tratamento de esgoto. 3ª ed. Departamento de Engenharia Sanitária e Ambiental; Universidade Federal de Minas Gerais. 2008. p. 452.

03

Análise de uso e ocupação do solo em nascentes urbanas do Município de Araxá – MG

- Juliana de Fátima da **Silva**
- Renato Faria do **Valle Jr.**
- Caroline de Andrade Gomes da **Cunha**
- Valter Machado **Fonseca**
- Amanda de Oliveira **Santos**
- Isabela Cristina Oliveira **Veloso**
- Gracielly Cristina **Ferreira**

10.37885/210504529

RESUMO

Este trabalho visou a comparação do uso e ocupação do solo nos anos de 2008 e 2014 para as nascentes urbanas da cidade de Araxá – MG. Para a realização de tal comparação foi utilizado o módulo Land Change Modeler (LCM) pertencente ao Sistema de Informação Geográfica Idrisi Selva 17.1. As nascentes em estudo foram analisadas nos dois anos com relação às seguintes classes de uso do solo: ocupação urbana, área de preservação permanente (APP), pastagem e agricultura. Foi constatado que as áreas de preservação permanente (APP) foram as que mais se modificaram, transformando-se em sua grande maioria em área urbana (57,42 hectares), outros 8,46 hectares e 9,63 hectares de pastagem e agricultura, respectivamente, se transformaram em área urbana também. Com relação ao processo inverso constatou-se que 20,88 hectares e 12,42 hectares de pastagem e agricultura, respectivamente, se transformaram em área de preservação permanente (APP) no entorno das nascentes.

Palavras-chave: uso e Ocupação do Solo, Recursos Hídricos, Ambiente Urbano, Impactos Ambientais, Sensoriamento Remoto.

INTRODUÇÃO

Atualmente verificam-se continuamente as modificações causadas pelo uso e ocupação do solo no ambiente urbano e suas implicações sobre diversos ciclos, dentre eles o hidrológico. Nesse temos diversas etapas fundamentais que irão demonstrar a continuidade ou quebra do regime por alguma interferência que seja continua ou parcial. Essas interferências urbanas são muito mais intensificadas se comparadas com ecossistemas rurais, por exemplo, uma vez que diversos conflitos podem acontecer em uma área muito pequena, tendo que ser, cada uma delas, muito bem gerenciadas. Nesse sentido, as cidades carregam consigo dificuldades nítidas em atender a demanda de infra-estrutura e, principalmente, de esgotamento sanitário, (2008) PHILIPPI JR. Com isso, perde-se continuamente água potável, que poderia ser distribuída, pois a mesma não apresenta condições adequadas para usos e abastecimentos diversos.

As áreas verdes de ambientes urbanos trabalham como reguladoras das modificações do uso e ocupação do solo em tal ecossistema. A Resolução CONAMA 369 de 2006, que dispõe sobre os casos excepcionais, de utilidade pública, interesse social ou baixo impacto ambiental, que possibilitam a intervenção ou supressão de vegetação em Área de Preservação Permanente, em seu artigo 8º §1º define áreas verdes de domínio público como sendo aquelas que venham a desempenhar função ecológica, paisagística e recreativa, causando a melhoria da qualidade estética, funcional e ambiental da cidade, para tanto deve ser dotada de vegetação e espaços livres de impermeabilização.

Para Silva (2010), o resultado de processos históricos de uso do solo aliado às suas alterações representa a constituição do solo no estudo atual. Ainda segundo o mesmo autor, essas mudanças estão aliadas aos fatores econômicos, sociais e ambientais, e estão diretamente ligadas à qualidade do habitat para espécies selvagens. O autor cita que os SIG, que têm sido continuamente desenvolvidos gerando mapas como produtos chaves, têm o objetivo de estabelecer orientações para uma gestão adequada e sustentável da vegetação remanescente e espécies selvagens. Esses produtos gerados indicam áreas adequadas ou não para a conservação biológica e o estabelecimento de corredores para a conservação.

Segundo Borges (2011), analisar a deterioração no meio e compreendê-la consiste no estudo de uma bateria de dados espaciais e temporais, sendo que procedimentos permitem monitorar a expansão agropecuária como também avaliar a evolução dos desmatamentos além do crescimento do perímetro urbano.

Um exemplo de SIG é o Idrisi Selva 17.1, que consegue ser readaptado continuamente visando a demonstração de diversos fenômenos espaciais. Uma ferramenta muito utilizada que se localiza dentro do referido programa é o *Land Change Modeler* (LCM) que visa

analisar as mudanças no uso do solo em um período pré-determinado além de relatar as perdas, ganhos e persistência no uso do solo, dentre outras funções.

Para o estudo em questão objetivou-se a comparação de dois cenários para as nascentes localizadas no perímetro urbano da cidade de Araxá – MG, utilizando da ferramenta *Land Change Modeler* do SIG Idrisi Selva 17.1, comparando a evolução do uso e ocupação do solo nos anos de 2008 e 2014, para um diâmetro de 300 metros no entorno dos pontos de afloramento, para isso foram utilizados dados adquiridos pelos satélites *Landsat-5* e *Landsat- 8* através da interpretação das imagens de satélite.

OBJETIVOS

Diagnosticar o uso e ocupação do solo comparando cenários para as nascentes localizadas no perímetro urbano da cidade Araxá-MG nos anos de 2008 e 2014. Localizar as nascentes na área urbana da cidade de Araxá MG. Mostrar e caracterizar as áreas no entorno das nascentes e respectivas alterações que ocorreram no período estudado com relação ao uso do solo.

METODOLOGIA

Localização da área de estudo:

A cidade de Araxá – MG, possui uma área total de 1.166,96 km² de extensão, sendo que desses 211,95 km² são de área urbana e 955,01 km² são de área rural, (2011) IPDSA.

Figura 1. Localização Geográfica de Araxá

Fonte: IPDSA, 2011.

A cidade está localizada na região do Alto Paranaíba, e representa uma sub-bacia da Bacia Hidrográfica do Paranaíba. De acordo com dados do referido comitê, essa bacia hidrográfica abrange os estados brasileiros de Minas Gerais, Goiás, Mato Grosso do Sul e Distrito Federal. Corresponde a segunda maior unidade hidrográfica da região hidrográfica do Paraná, com uma área de drenagem de 222.767 Km².

Desse total:

- 65% estão inseridos no estado de Goiás;
- 30% de Minas Gerais;
- 3% do Distrito Federal;
- 2% do Mato Grosso do Sul;

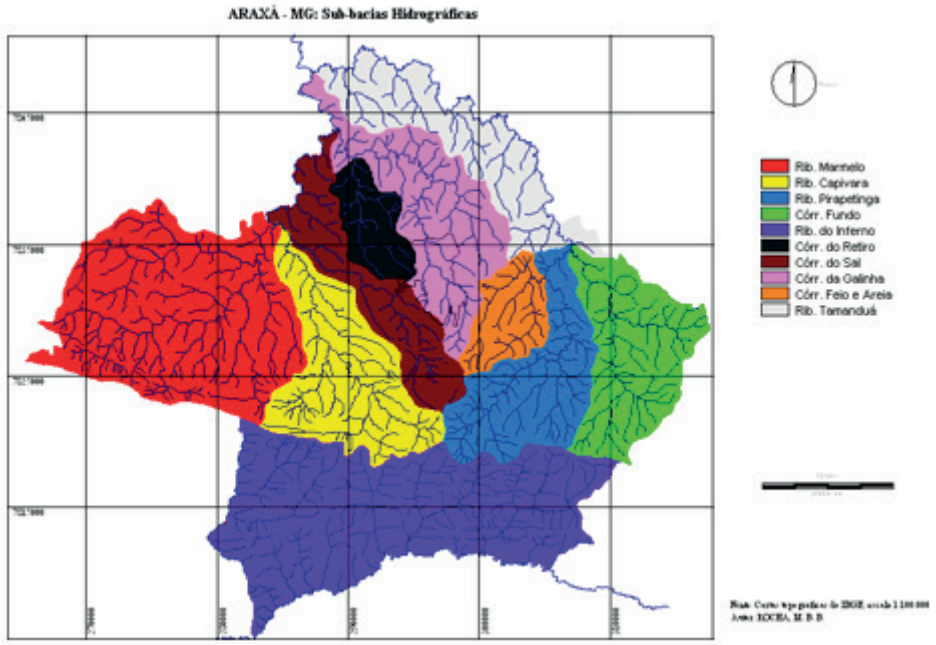
Figura 2. Região Hidrográfica do Paraná.

Fonte: CBH Paranaíba, 2012.

Com relação à hidrografia do município o mesmo localiza-se entre duas grandes Bacias hidrográficas, do Rio Grande e Rio Paranaíba. Sua rede hidrográfica se caracteriza pela presença, basicamente, de córregos e ribeirões (Figura 3). Ao sul surgem diversos córregos que nascem na Serra da Bocaína e alimentam o município pela sua margem esquerda, ao norte aparece o Ribeirão Tamanduá que tem dentre seus principais tributários, pela margem esquerda, os córregos Feio, Areia, Mourão Rachado, Ribeirão Pirapetinga e Fundo. O Ribeirão Tamanduá recebe diversos outros contribuintes até desaguar no Rio Capivara. Ao oeste têm-se o Ribeirão Marmelo que representa o principal afluente da margem esquerda do Rio Capivara. Este último coleta todas as drenagens do município, com exceção daquelas que deságuam no Ribeirão do inferno. Outro rio muito importante para o município é o Quebra Anzol, que se situa ao norte, recebe as águas do Rio Capivara e em seguida deságua na represa de Nova Ponte. Ao fim os recursos hídricos do município deságuam, em sua

totalidade, no Rio Araguari, que representa um dos principais afluentes do Rio Paranaíba, à margem esquerda, (2011) IPDSA.

Figura 3. Distribuição das sub-bacias hidrográficas de Araxá.



Fonte: Rocha, 2006, pag. 89

Nascentes urbanas da cidade de Araxá - MG

A Prefeitura Municipal de Araxá através de seu plano diretor estratégico aprovado em 2002 propôs a recuperação e preservação das nascentes nos limites da área urbana do município de 93,52 km² firmando em 13/06/2007, em convênio de cooperação mútua, com a COPASA – Companhia de Saneamento de Minas Gerais, para recuperação, preservação e conservação de nascentes.

Através da proposta inicial elaborada pelo IPDSA foram verificadas 17 nascentes para serem cercadas.

Georreferenciamento das nascentes

A localização das nascentes foi realizada através GPS – Global Posicion Sistem – da marca GARMIM modelo 12 XL. Posteriormente os pontos com as coordenadas geográficas verificadas em campo foram transferidos para computador para que pudessem ser utilizados para confecção de mapas de uso e ocupação do solo.

Imagens orbitais utilizadas

Para a confecção do diagnóstico utilizou-se recortes de imagens orbitais do Sensor *Landsat-5,* que capturou imagens da região de Araxá – MG em 08 de julho de 2008 (INPE); e *Landsat-8,* que capturou imagens da região de Araxá – MG em 06 de fevereiro de 2014 (Serviço Geológico dos Estados Unidos – USG5).

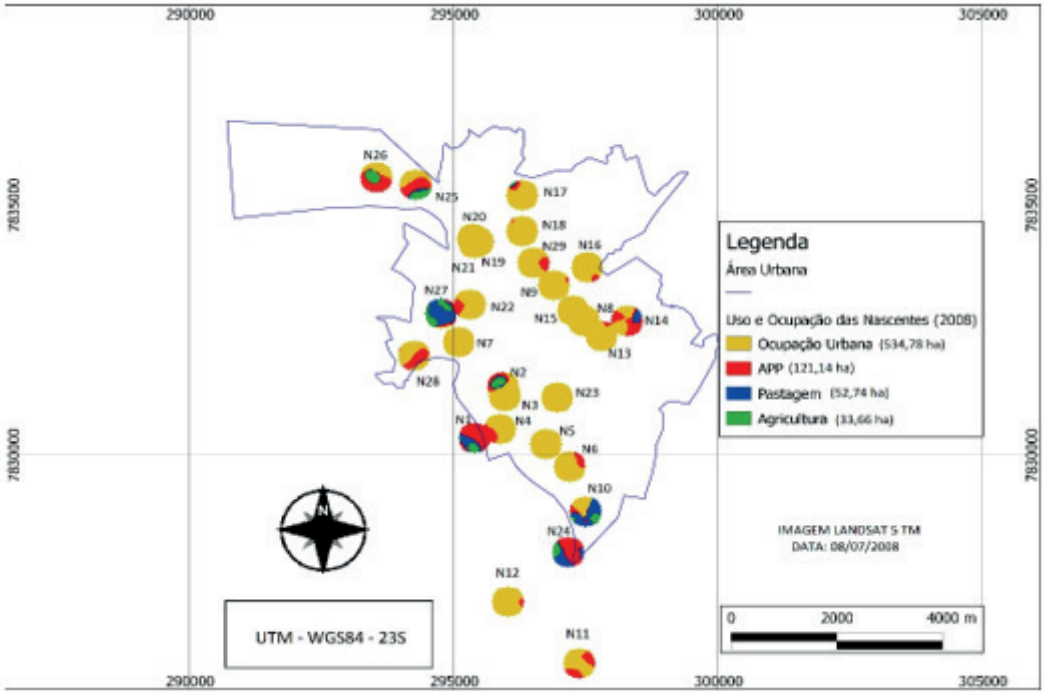
Definição da área de estudo

Para definição da área de estudo, foi realizado um recorte nas duas imagens orbitais anteriormente selecionadas. No qual as coordenadas geográficas de cada nascente foram lançadas nas duas imagens gerando-se um raio de análise de 300 metros. Com a obtenção do banco de dados necessário e a utilização do módulo *Land Change Modeler* do SIG Idrisi Selva 17.1, permitiu-se a confecção dos mapas de uso e ocupação do solo para as nascentes localizadas no perímetro urbano da cidade de Araxá. Esse perímetro foi selecionado no software Google Earth e posteriormente exportados para o Idrisi Selva 17.1.

RESULADOS

A figura 4 mostra as características do uso e ocupação do solo no ano de 2008 para o raio de 300 metros das nascentes urbanas do município de Araxá – MG. Observou-se que nesse ano o valor de área para as mesmas foi de: 534,78 hectares, 121,14 hectares, 52,74 hectares e 33,66 hectares para as classes de ocupação urbana, APP, pastagem e agricultura, respectivamente para as áreas ocupadas. Estes valores estão dispostos na tabela 1.

Figura 4. Uso e ocupação do solo nas nascentes em estudo para o ano de 2008.



Fonte: Dados de pesquisa

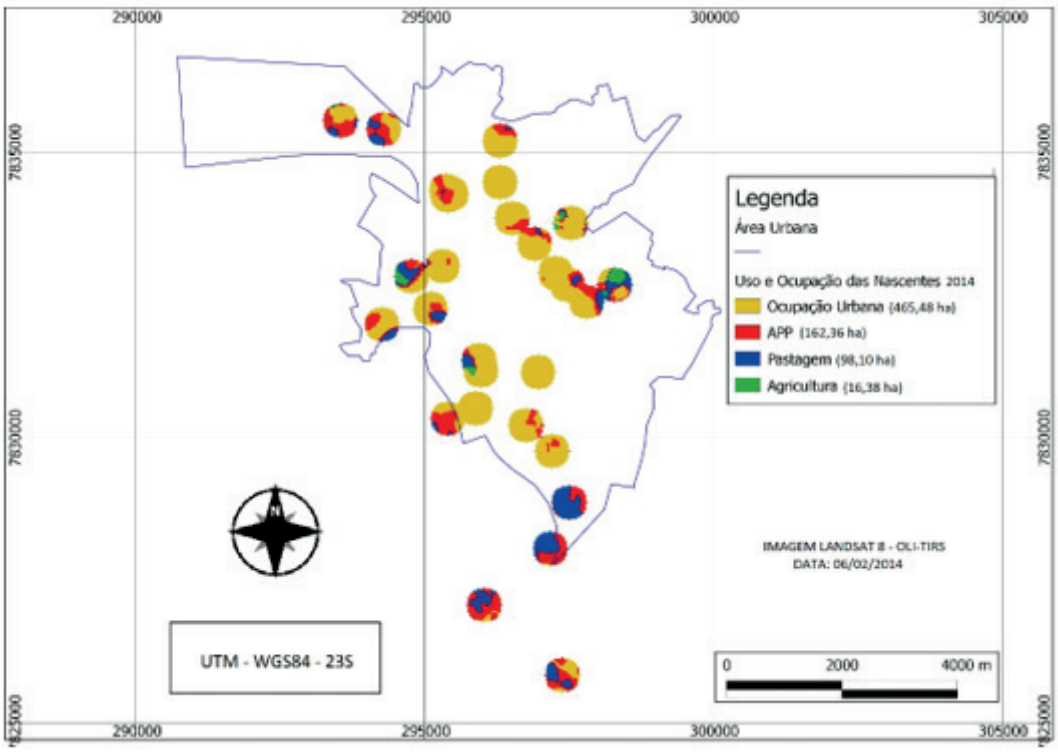
Tabela 1. Características das nascentes com relação ao uso e ocupação do solo em 2008.

TIPO DE ÁREA DE OCUPAÇÃO	ÁREA (hectares)	PERCENTUAL (%)
Ocupação urbana	534,78	72,04
APP	121,14	16,32
Pastagem	52,74	7,10
Agricultura	33,66	4,53

Fonte: Dados de pesquisa

A figura 5 mostra as características do uso e ocupação do solo no ano de 2014 para o raio de 300 metros das nascentes urbanas do município, analisadas em 2014. Observou-se que nesse ano o respectivo valor de área para as mesmas foi de: 465,48 hectares, 162,36 hectares, 98,10 hectares e 16,38 hectares, para as classes de ocupação urbana, APP, pastagem e agricultura, respectivamente para as áreas ocupadas. Estes valores estão dispostos na tabela 2.

Figura 5. Uso e ocupação do solo nas nascentes em estudo para o ano de 2014.



Fonte: Dados de pesquisa

Tabela 2. Características das nascentes com relação ao uso e ocupação do solo em 2008.

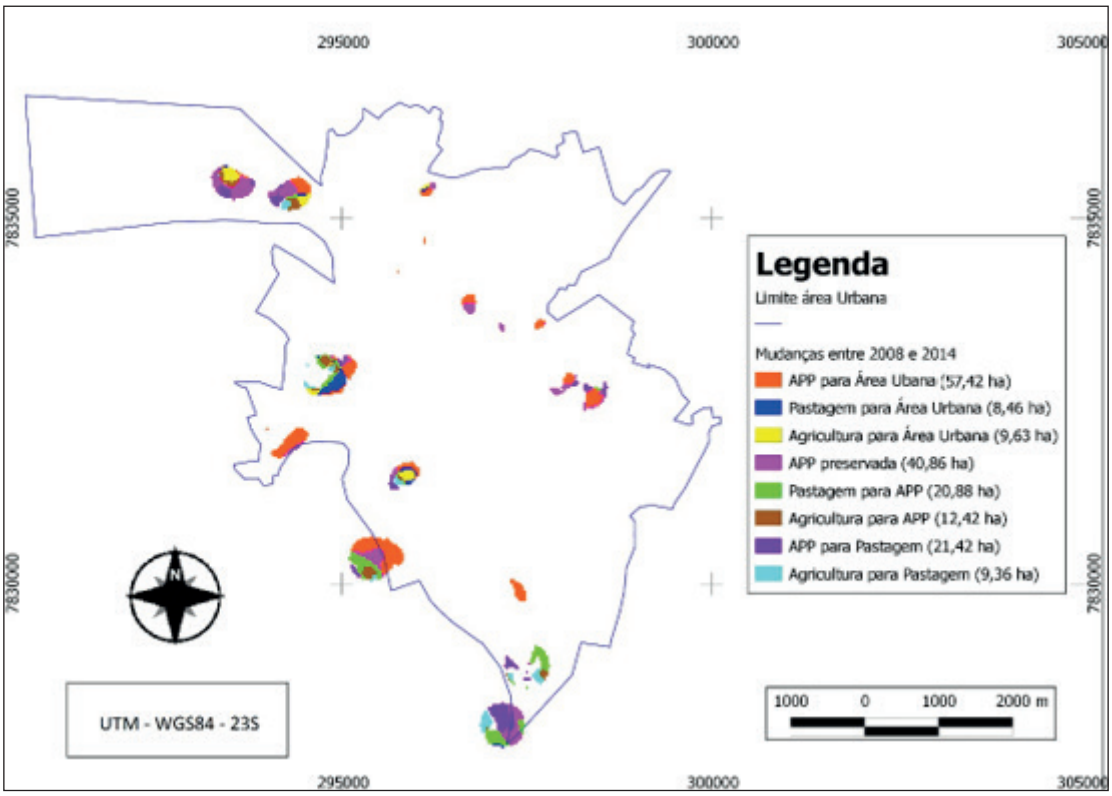
TIPO DE ÁREA DE OCUPAÇÃO	ÁREA (hectares)	PERCENTUAL (%)
Ocupação urbana	465,48	62,71
APP	162,36	21,90
Pastagem	98,10	13,21
Agricultura	16,38	2,21

Fonte: Dados de pesquisa

A figura 6 mostra as mudanças do uso e ocupação do solo entre o ano de 2008 e 2014 para o raio de 300 metros das nascentes urbanas do município. Observou-se que as mudanças foram as seguintes: de APP para área urbana de 57,42 hectares, de pastagem para área urbana 8,46 hectares, de agricultura para área urbana 9,63 hectares, para APP preservada 40,86 hectares, de pastagem para APP 20,88 hectares, de agricultura para APP 12,42 hectares, de pastagem para APP 21,42 hectares, de agricultura para APP 9,36 hectares. Somando todos esses valores têm-se que do total de 742,32 hectares das áreas de todas as nascentes 180,43 hectares sofreram modificações, sendo, portanto 24,31%. Destes 41,85% se transformaram em área urbanizada, outros 41,10% se transformaram em APP e 17,06% em pastagem. Ou seja, 58,91% das áreas que se modificaram sofreram mudanças que representam a descaracterização do ambiente natural e que dificultam o ciclo hidrológico, o que é muito comum em áreas urbanas, e outros 41,10% se transformaram

em APP que se caracterizam pelo inverso da situação anterior. Tais modificações estão demonstradas na tabela 3.

Figura 6. Mudanças do uso e ocupação do solo de 2014 em relação à 2008 nas nascentes urbanas de Araxá.



Fonte: Dados de pesquisa

Tabela 3. Mudanças entre 2008 e 2014 para o uso e ocupação do solo das nascentes.

TIPO DE MODIFICAÇÃO	ÁREA (hectares)	PERCENTUAL (%)
Área urbana	75,51	41,85
APP	74,16	41,10
Pastagem	30,78	17,06

Fonte: Dados de pesquisa

DISCUSSÕES

De acordo com (2010) Vanzela, e*t al*, as áreas habitadas, sejam elas urbanas e rurais ou até mesmo aquelas com culturas perenes, tendem a reduzir a vazão específica do curso em questão. Isso ocorre, segundo os autores, devido a redução da permeabilidade que estas ocupações causam, seja pela impermeabilização e/ou compactação do solo, ou mesmo pelas alterações nas propriedades físicas.

Nesse sentido temos nas áreas estudadas das nascentes urbanas de Araxá uma grande mudança para áreas urbanas e agricultáveis no período estudado. Correlacionando tal fato com o encontrado pelos autores citados anteriormente tem-se que a tendência de perda de

vazão especifica é grande devido à permeabilidade e ao aumento da compactação do solo, o que poderá ser verificado com um posterior estudo metodológico de verificação da vazão.

Ainda segundo (2010) Vanzela, e*t al* , a qualidade da água em áreas agricultadas, habitadas e com matas degradadas se caracteriza pelo aumento da concentração dos sólidos. Com relação a presença de coliformes o referente estudo demonstra que a mesma aumenta em regiões habitadas, seja com moradia rural ou urbana, de acordo com o referente estudo.

Ligando tal fato encontrado pelos autores com a realidade visualizada no presente estudo das nascentes de Araxá, verifica-se que a tendência de assoreamento e introdução de coliformes tende a crescer, diminuindo a quali-quantidade das mesmas, isso devido ao fato de que maioria das áreas estudadas não possui APP, e, com isso, não possuem proteção contra tais modificações.

Tabai *apud* (2002); Junqueira Júnior (2010), *et al*, descrevem as matas e topos de morro como sendo mecanismos semelhantes a esponjas que desempenham papel fundamental de absorção de grande parte da água das chuvas liberando-a, posteriormente, lentamente facilitando a infiltração e percolação no solo.

Nesse sentido (2010) Vanzela, e*t al* , retrata também a importância das áreas de mata para o ciclo hidrológico, isso porque tais áreas possuem maior capacidade de infiltração e armazenamento de água no solo, aumento consequentemente o tempo gasto pela água até o manancial em questão.

Levando-se em consideração todas essas colocações observa-se que as nascentes urbanas da cidade de Araxá estão descaracterizadas uma vez que mais de 50% das áreas de mata ciliar das mesmas possuem características de uso e ocupação do solo com ocupação urbana. Nesse sentido a absorção de água é drasticamente reduzida, e a vazão subsequente, consequentemente, também. Os rios da região também têm suas vazões reduzidas, devido a redução da contribuição do fluxo de base, uma vez que a áreas de mata do ambiente urbano não absorvem a precipitação que ali acontece, devido a descaracterização das mesmas.

Verificou-se também que 41,1%, ou 74,16 hectares mudaram para área de preservação permanente (APP) nos dois períodos estudados.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Estudos relacionados às nascentes sejam elas no meio urbano ou rural, são de fundamental importância para que se possa continuamente melhorar a qualidade do escoamento subterrâneo para usos diversos necessários, além da qualidade relacionada às áreas conservadas ou não de mata ciliar.

As mudanças de uso e ocupação do solo na área de mata ciliar das nascentes urbanas de Araxá – MG se caracterizou por uma modificação para área urbana e de pastagem mais significativas no período estudado.

No histórico, analisando os anos de 2008 e 2014, utilizando-se do Lang Change Modeler (LCM), conclui-se que ocorreu a diminuição da área de mata nativa em 0,7416 km² ou 41,10% das áreas de nascente avaliadas, demonstrando um possível passivo ambiental e a substituição de área de mata por pastagem em 0,3078 km² ou 17,06% e área urbana de 0,7551 km² ou 41,85%, além da modificação de 41,1% da área para área de preservação permanente (APP).

Para os dois anos analisados o maior percentual de uso e ocupação do solo se deu pela ocupação urbana.

REFERÊNCIAS

1. BORGES, E. C. G. **Diagnóstico de uso e ocupação do solo: simulação de cenário e tendências ambientais para a microbacia do Rio Veríssimo utilizando o "Land Change Modeler".** Monografia (Especialização). Instituto Federal do Triangulo Mineiro – IFTM. Uberaba – MG. 2011.

2. COMITÊ DA BACIA HIDROGRÁFICA DO PARANAÍBA. Caracterização Geral da Bacia Hidrográfica do Rio Paranaíba. Disponível em: <http://www.paranaiba.cbh.gov.br/Bacia.aspx>. Acesso em: 14 nov. 2012.

3. INSTITUTO DE PLANEJAMENTO E DESENVOLVIMENTO SUSTENTÁVEL DE ARAXÁ – IPDSA. Indicadores físicos, urbanísticos, social e ambiental da cidade de Araxá – MG, 2011. Disponível em: http://www.ipdsa.org.br/?pg=indicadores. Acesso em 28 de julho de 2014.

4. JUNQUEIRA JUNIOR, J. A.; MELLO, C. R. de; SILVA, A. M. da. Comportamento hidrológico de duas nascentes associadas ao uso do solo numa sub-bacia hidrográfica de cabeceira. **In:** XVI Congresso Brasileiro de Águas Subterrâneas e XVII Encontro de Perfuradores de Poços. São Luis – MA. 2010.

5. PHILLIPI JUNIOR, A. Saneamento, saúde e ambiente: fundamentospara um desenvolvimento sustentável. 2. ed. São Paulo: Manole Ltda, 2008.

6. ROCHA, M. B. B. Levantamento do meio físico do município de Araxá – MG, utilizando técnicas de geoprocessamento. **Dissertação (Mestrado)** - Universidade Federal de Uberlândia, Uberlândia, 2006.

7. SILVA, A. M. da. Land cover change and environmental quality assessment using GIS techniques – a case study in Brazilian Southeasten region for the period 1988 – 2003. **Revista Ambiente & Água**. 2010.

8. VANZELA, L. S.; HERNANDEZ, F., B. T.; FRANCO, R. A. M. Influencia do uso e ocupação do solo nos recursos hídricos do Córrego Três Barras, Marinópolis. **Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental.** Vol. 4, nº1. 2010. 55 – 64 p.

04

Análise do uso dos recursos naturais e territoriais na Comunidade de Amparo no Município de Paranaguá - PR

Luiz Everson da **Silva**

Elaine Cristina Oliveira de **Menezes**
UFPR

Márcio Rosário do **Carmo**

10.37885/210504472

RESUMO

A comunidade de Amparo está dentro da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba. Embora a APA não esteja com seu plano de manejo formulado, a autoridade responsável pela APA mantém uma rigorosa fiscalização e nada pode ser construído sem autorização da mesma. Diante deste contexto, o objetivo do presente estudo foi o de identificar as estratégias de uso dos recursos naturais e territoriais dos moradores da comunidade de Amparo, buscando demonstrar os limites e potencialidades do sistema de gestão participativa desta comunidade, bem como encontrar alternativas para que a Comunidade Amparo continue a ser um lugar de vida e história. Concebe-se para este estudo o recurso natural como aquele situado na interface entre processos sociais e naturais, um olhar lançado pelos homens sobre seu meio biofísico e orientado por suas necessidades, seus conhecimentos e seu savoir faire (GODARD, 2000). E como recursos territoriais aqueles de diferentes naturezas, podendo ser dados ou construídos, aqueles considerados ativos e recursos do tipo genérico ou específico (PECQUEUR, 2005). O presente estudo visa analisar os recursos específicos do território estudado. Todavia, reconhece-se que no âmbito dos ativos genéricos do território pesquisado está o setor portuário que gera consequências na forma como os recursos naturais e territoriais são usados pelos seus autóctones.

Palavras-chave: Recursos Naturais e Territoriais, Comunidades Tradicionais, Gestão dos Recursos de uso Comum.

INTRODUÇÃO

A comunidade de Amparo é uma das mais próximas da sede do município de Paranaguá, estado do Paraná. Localiza-se próxima ao Porto Dom Pedro II. É uma comunidade tradicional que possui uma vasta riqueza em sua biodiversidade e por estar inserida numa Área de Proteção Ambiental. Os moradores de Amparo observam o seu território e o veem com potencial para desenvolver estratégia sustentável para a reprodução socioeconômica e cultural. Há grande potencial na pesca e no artesanato como uma fonte de renda para a comunidade.

A comunidade de Amparo está dentro da Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba. Embora a APA não esteja com seu plano de manejo formulado, a autoridade responsável pela APA mantém uma rigorosa fiscalização e nada pode ser construído sem autorização da mesma. Diante deste contexto, o objetivo do presente estudo foi o de identificar as estratégias de uso dos recursos naturais e territoriais dos moradores da comunidade de Amparo, buscando demonstrar os limites e potencialidades do sistema de gestão participativa desta comunidade, bem como encontrar alternativas para que a Comunidade Amparo continue a ser um lugar de vida e história.

Concebe-se para este estudo o recurso natural como aquele situado na interface entre processos sociais e naturais, um olhar lançado pelos homens sobre seu meio biofísico e orientado por suas necessidades, seus conhecimentos e seu *savoir faire* (GODARD, 2000). E como recursos territoriais aqueles de diferentes naturezas, podendo ser dados ou construídos, aqueles considerados ativos e recursos do tipo genérico ou específico (PECQUEUR, 2005). O presente estudo visa analisar os recursos específicos do território estudado. Todavia, reconhece-se que no âmbito dos ativos genéricos do território pesquisado está o setor portuário que gera consequências na forma como os recursos naturais e territoriais são usados pelos seus autóctones.

O texto foi organizado a partir de uma revisão sobre o valor do território e suas dimensões na realidade estudada. A seguir apresentamos o desenho da pesquisa. Na sequência, apresentamos a prática do turismo de base comunitária. Por fim, apresentamos os principais resultados obtidos e as considerações que apontam para uma agenda futura de pesquisa tendo como mote a gestão dos recursos de uso comum em uma região de forte pressão antrópica.

Território: reflexões acerca dos recursos naturais e territoriais

O território é o local dos acontecimentos, onde há valores simbólicos, muitas das vezes mais importante do que o valor monetário estipulado pela sociedade capitalista. O território

se institui como o lugar do saber pulsante, de conflitos de interesses, de planos e devaneios. Esse território, então, além de um território-solo é, também, um território econômico, político, cultural e sanitário, tendo valores culturais, sociais, religiosos entre suas principais características.

O território representa muito mais do que o espaço geográfico. Assim, o município pode ser considerado um território, mas com múltiplos espaços intraurbanos que expressam diferentes arranjos e configurações socioterritoriais. Os territórios são espaços de vida, de relações, de trocas, de construção e desconstrução de vínculos cotidianos, de disputas, contradições e conflitos, de expectativas e de sonhos, que revelam os significados atribuídos pelos diferentes sujeitos (BRASIL, 2008, p. 54).

Classificando e conceituando o território, observa-se que sua construção ou apropriação se dá por meio do trabalho humano, onde cada território é particular (MOREIRA e MEDEIROS, 2013). De acordo Massey (2000, p. 184) o que dá a um território sua especificidade não é uma história longa e internalizada, mas o fato de que ele se constrói a partir de uma constelação particular de relações sociais, que se encontram e se entrelaçam.

Nessa construção se estabelecem relações particulares, definida por Claval (2001, p. 65) como a soma dos comportamentos, dos saberes, e dos valores acumulados pelos indivíduos durante suas vidas e em uma outra escala, pelo conjunto de grupos que fazem parte. Ainda que a cultura seja um elemento de forte influência na constituição de um território, as relações que os indivíduos estabelecem com o lugar, demarcam seus lugares e suas culturas. E o território é a ocupação deste espaço.

Do ponto de vista de Haesbaert (1999), o território tem um domínio politicamente estruturado e uma apropriação simbólica, identitária, determinada por ações de certos grupos sociais sobre o espaço de vida. O território é compreendido, antes de qualquer coisa, como um espaço de organização e luta, de vivência da cidadania e do caráter participativo da gestão do diferente e do desigual (Saquet, 2007, p. 129). Os vínculos sociais, representativos e cerimoniais que os diversos grupos socialmente diferenciados mantêm com seus respectivos ambientes biofísicos é um elemento fundamental do que Little (2002) chama de “territórios sociais”. Cunha (2005) avalia a aplicabilidade do conceito de território social, salientando três grandes dimensões implícitas: a cultural, a política e a econômica. Para ele, os territórios culturais porque são espaços de vida de comunidades específicas, cujas populações, que neles vivem, apresentam uma inscrição identitária comum e significativa, com uma memória coletiva de caráter socioespacial, a partir da qual essas populações se reconhecem.

Na perspectiva da identidade territorial, Haesbaert (p. 172, 1999) analisa que toda identidade territorial é uma identidade social definida fundamentalmente através do território, ou seja, dentro de uma relação de apropriação que se dá tanto no campo das ideias quanto no da

realidade concreta, o espaço geográfico constituindo assim parte fundamental dos processos de identificação social (...) trata-se de uma identidade em que um dos aspectos fundamentais para sua estruturação está na alusão ou referência a um território, tanto no sentido simbólico quanto concreto (Haesbaert, p. 172, 1999).Para Pecqueur (2005) a concepção de território carrega consigo duas definições interdependentes entre si. Àquela em que o território é a porção de espaço em que se postula como pré-existente, ou seja, é o território *a priori*, em que não se analisa sua gênese. Já o território institucional é a região, o distrito, a província, etc. Por outro lado, o território construído é o resultado de um processo de construção pelos atores. "[...] o território é, ao mesmo tempo, um "envolvente" ("contenant", o que contém) e o resultado de um processo de elaboração de um conteúdo" (PECQUEUR, 2005, p. 13). "[...] o território se torna um espaço central de coordenação entre os atores interessados na resolução de problemas produtivos inéditos. [...] na presença de uma dupla combinação entre atividades ancorada e atividade nômade das firmas" (PECQUEUR, 2006, p. 97).

A tipologia utilizada por Pecqueur (2005) distingue ativos e recursos, por um lado; e, por outro, qualifica os ativos ou os recursos de natureza genérica ou específica**.** Os ativos são fatores "em atividade". Os recursos são fatores a explorar, organizar ou revelar (PECQUEUR, 2005).

Quadro 1. Ativos e recursos genéricos e específicos

	Genérico	Específico
Recursos	Não mercantil exógena	Não mercantil endógena
Ativos	Mercantil exógena	Mercantil endógena

Fonte: adaptado de Pecqueur (2005)

Os ativos ou recursos genéricos se definem pelo fato que seu valor ou seu potencial independem da participação ativa dos integrantes do território, pois seu valor é transferível e é baseado no valor de troca. O local da troca é o mercado, tendo como critério de valor o preço determinado pela oferta demanda (PECQUEUR, 2005). Dessa forma, ativos e recursos genéricos independem das condições territoriais locais. Já os ativos específicos baseiam-se no valor de uso e seu valor é praticamente intransferível. Os recursos específicos, existentes em estado virtual, não podem ser transferidos. "Esses recursos nascem de processos interativos e, então, são gerados na sua configuração. Eles constituem a expressão do processo cognitivo que se inicia quando atores dotados de competências diferentes põem essas competências em comum e, dessa forma, produzem conhecimentos novos" (PECQUEUR, 2005, p. 13).

Ativos genéricos não permitem a um território de se diferenciar de forma durável, uma vez que, por definição, os mesmos existem em outro lugar e são suscetíveis de ser transferidos. Uma diferenciação durável, isto é, não suscetível

> de ser ameaçada pela mobilidade dos fatores, só pode nascer verdadeiramente dos únicos recursos específicos, que não podem existir sem as condições nas quais foram gerados. O desafio das estratégias de desenvolvimento dos territórios consiste, portanto, essencialmente em se apropriar dessas condições e buscar o que constituiria o potencial identificável de um território. Essas condições não poderiam ser definidas no abstrato. Elas dependem do contexto no qual se inscreve o processo heurístico de onde nascem os recursos específicos (PECQUEUR, 2005, p. 13).

No âmbito territorial aspectos como cooperação e reciprocidade são imprescindíveis. Ostrom (2010) alertava para o fato de que a cooperação sem reciprocidade é algo impossível e que atores buscam identificar outros atores envolvidos, considerando-os possíveis cooperadores (SABOURIN, 2010). Para Sabourin (2010) a reciprocidade "não se limita a uma relação de dádiva/contra dádiva entre pares ou grupos sociais simétricos. [...] a reciprocidade pode recobrir várias formas. [...] as relações de reciprocidade podem ser analisadas em termos de estruturas. [...] diferentes níveis do princípio de reciprocidade e os modos que lhe são específicos" (SABOURIN, 2010, p. 147-148). A reciprocidade é um conceito relevante na análise da gestão dos recursos naturais e territoriais. Para fins capítulo considera-se relevante resgatar os oito princípios de Ostrom (1990) baseado em Cesar, Luna, Perkin (2020) que buscam analisar a autora à luz da realidade brasileira sendo eles: limites claramente definidos (limites físicos e quais usuários do recurso podem organizar a ação coletiva) ; regras de apropriação e provisão coerentes com as condições locais (cada sistema de recursos tem especificidades que deverão se adequar ao contexto local); arranjos de escolha coletiva (devem considerar a participação efetiva do usuário); supervisão (monitoramento das regras e comportamentos de apropriação); sanções graduais (apropriadores que violam regras recebem sações); mecanismos para a resolução de conflitos (instâncias locais de resolução de conflitos); reconhecimento mínimo de direitos de organização (instituições próprias devem ser reconhecidas); rede de Instituições (respeitos às instituições já existentes).

Nas palavras de Ostrom (1990, p.90), definidos no livro "*Governing the Commons" um design principle representa "an essential element or condition that helps to account for the success of these institutions in sustaining the common-pool resources and gaining the compliance of generation after generation of appropriators to the rules in use"*

Essas corroborações foram feitas confrontando essas correntes em meio à diversidade cultural dos povos, lugares, valores simbólicos e a relação do homem com o lugar, que são semelhantes, porém construindo modos de vida diferentes, a exemplo dos iglus e esquimós nessa relação entre meio, interação e concepção do valor simbólico e cultural (LARAIA, p.11, 1986).

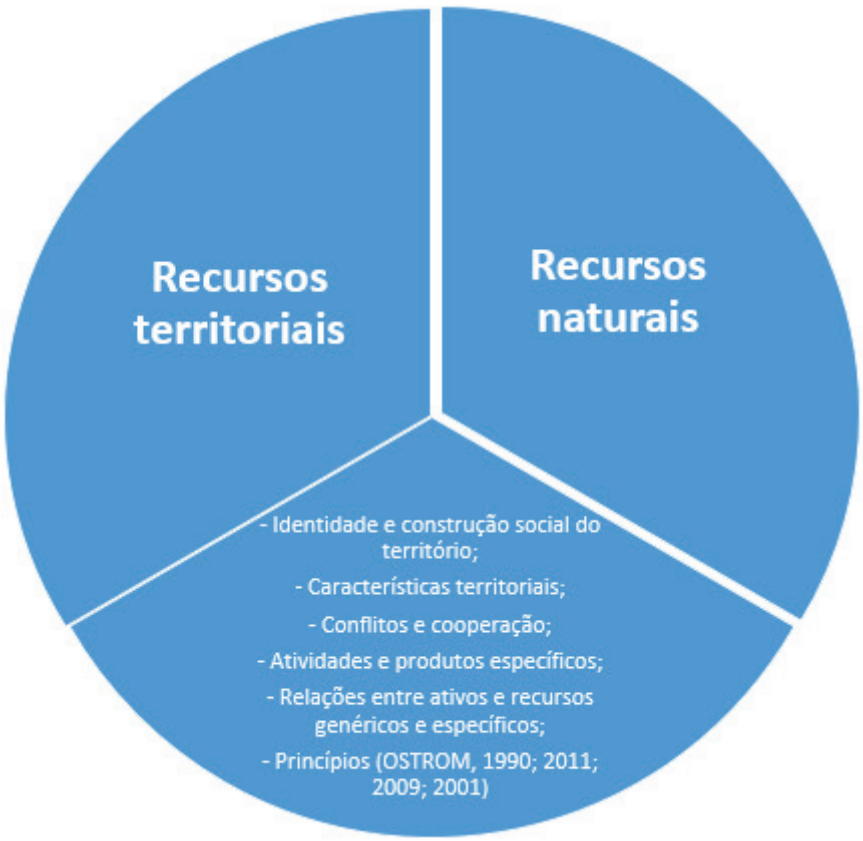
Como reflexão final para esta aproximação podemos dizer que o homem é o resultado do meio cultural em que foi socializado. Ele é um herdeiro de um longo processo acumulativo,

que reflete o conhecimento e a experiência adquirida pelas numerosas gerações que o antecederam. A manipulação adequada e criativa desse patrimônio cultural permite as inovações e as invenções. As diferenças existentes entre os homens, portanto, não podem ser explicadas em termos das limitações que lhes são impostas pelo seu aparato biológico ou pelo seu meio ambiente. (LARAIA, p. 11, 1986).

O Desenho da Pesquisa

O planejamento da pesquisa foi baseado nos subsídios de Chagas (2010) que utilizou as técnicas de investigação, como pesquisa documental, entrevistas semiestruturadas e pesquisa de campo. Na primeira etapa, fez-se uma revisão bibliográfica e entrevistas exploratórias, com o intuito de conhecer e compreender a relação entre e uso e gestão dos recursos naturais e territoriais na comunidade pesquisada. Partiu-se da premissa que o meio ambiente é o produto da inter-relação e funcionamento entre elementos sociais e naturais, na forma de sistema integrado e participativo, com potencial para estratégias mais favoráveis de utilização dos recursos naturais para o desenvolvimento territorial sustentável (GODARD, 2000; JOLLIVET; PAVÉ, 2000). Com base nesses autores apresenta-se na figura 1 a matriz teórico-metodológica do estudo:

Figura 1. Matriz teórico-metodológica da pesquisa.



Fonte: Elaborado pelos autores

As categorias teóricas fundamentam-se para fins deste estudo na concepção de recursos naturais de Godard (2000), bem como de recursos territoriais, baseado em Pecqueur (2005; 2006).

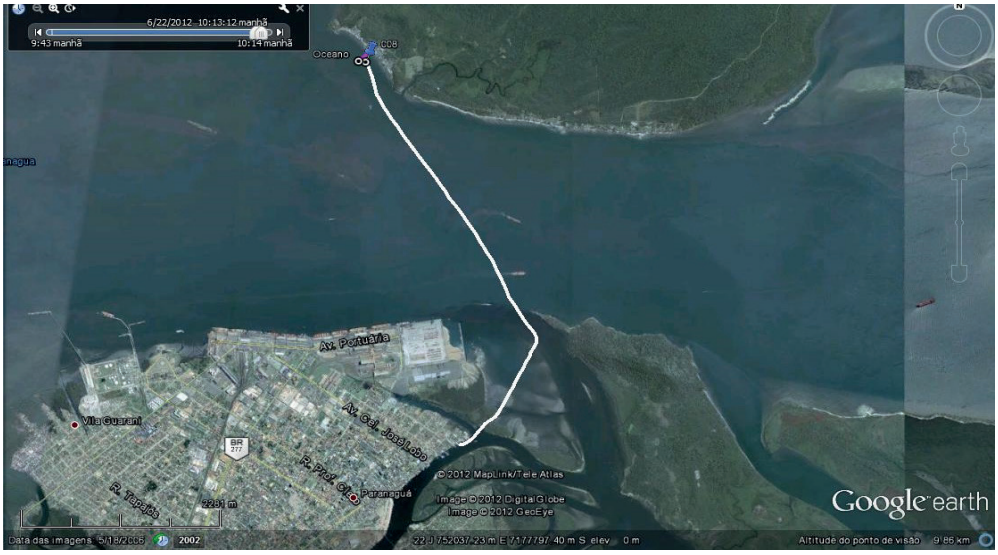
A segunda etapa da pesquisa apresenta o aprofundamento da revisão da literatura sobre a comunidade em estudo, dentre as quais: as pesquisas realizadas na comunidade de Amparo, pertinente ao tema proposto. As fontes dados utilizadas foram: Prefeitura Municipal de Paranaguá, Colônia de Pescadores Z1 de Paranaguá, Instituto do Meio Ambiente e dos Recursos Renováveis (IBAMA), Administração dos Portos de Paranaguá e Antonina (APPA), Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), o Google Earth para aquisição de imagens aéreas do território entre outras fontes de pesquisa. Com base nas categorias de análise, nas entrevistas e na pesquisa às fontes de dados secundários acima destacadas, buscou-se avaliar os recursos naturais e territoriais da comunidade pesquisada (GODARD, 2000; PECQUEUR, 2005; PECQUEU, 2006; HAESBAERT, 1999). O estudo contou com as visitas ao território, buscando apreender as estratégias de sobrevivência da comunidade de Amparo a partir da gestão dos recursos naturais e territoriais mobilizados e como tais estratégias ajudaram a lidar com histórias de vida de cada morador. Neste caso, foi possível obter relatos a respeito das práticas da pesca, do artesanato e das festividades tradicionais na comunidade, tomando-se como base os relato dos atores sociais na vivência do dia a dia.

Comunidade de Amparo – Baía de Paranaguá

Ao chegar na Comunidade de Amparo o visitante conhece a baía de Paranaguá, que apresenta grande relevância no país pelo seu estuário lagunar, além de ser cercada pela Serra do Mar e pela Mata Atlântica. A comunidade é uma das mais próximas da sede do município de Paranaguá/PR, localiza-se em frente ao Porto de Paranaguá, Dom Pedro II. Os moradores antigos da comunidade destacaram que antigamente havia um rio que cortava a localidade e com o tempo esse rio foi coberto pelas atividades naturais (deslizamento, assoreamento). Por este esse motivo, pessoas antigas chamam também a comunidade de Amparo de Ilha de Amparo. Por essa peculiaridade geográfica, desde o seu povoamento, a população se reconhece como moradores da Ilha de Amparo e também comunidade de Amparo ou comunidade Pesqueira de Amparo.

A comunidade encontra-se a quatro milhas do município, sua geografia é identificada como um Braço do Continente pertencente à baia de Paranaguá. O transporte é o hidroviário. As embarcações levam em média 30 minutos até o continente, conforme trajeto ilustrado na figura 2.

Figura 2. Trajeto de Barco aé a Comunidade de Amparo



FONTE: Imagem retirada do Google Earth (2018)

A comunidade de Amparo é habitada por 153 famílias, perfazendo um total de 624 moradores. Dos 624 moradores, 38% são mulheres e 62% são homens, segundo levantamento feito junto aos moradores.

O conhecimento do território e dos seus valores culturais coloca-se como uma forma de defesa das identidades locais que as tensões globalizantes da economia e da comunicação tendem a destruir (TURRI, 2002, p. 7). O conhecimento e o saber são estratégicos num processo de reprodução social e de desenvolvimento (SAQUET,2015, p. 126). Em relação às comunidades tradicionais, sabe-se que a pesca artesanal se configura como elemento central para a sobrevivência de comunidades em regiões costeiras. Segundo o Ministério da Pesca e Aquicultura essa é uma categoria que compreende milhões de trabalhadores em todo o Brasil e sua relevância no que tange a produção de alimentos é de alta importância para garantir boa parte do sustento do pescador (MPA, 2010).

Tais trabalhadores tem enfrentado, contudo, dificuldades desde os anos 2000 (MENEZES; SERVA; RONCONI, 2016; JOVENTINO; HOHNSSON; LIANZA, 2013). Com a diminuição do pescado, aos poucos a produção pesqueira artesanal vem perdendo espaço e isso faz com que os pescadores da comunidade pesqueira de Amparo criem estratégias alternativas de sobrevivência (figura 3).

Figura 3. Pescador Sr. Amilton com seu material de pesca.

Fonte: Arquivo dos autores.

Os pescadores estão inseridos num mesmo território, que se caracteriza pelo espaço de construção das atividades ligadas à pesca, mas também aquelas práticas ligadas entre si por meio das novas relações econômicas, políticas e culturais que se estabelecem com outros espaços territoriais. Em relação às atividades culturais vale ressaltar as diversas festividades associadas à pesca artesanal. A comunidade da Ilha do Teixeira realiza no período de julho a Festa da Miraguaia; a comunidade de Amparo, em abril, a Festa do Camarão; e o município de Paranaguá, em junho/julho, realiza a Festa da Tainha. Essa relação do ser humano com o lugar, ou seja, o território, coloca valores relacionados aos sentimentos e à identidade cultural valorizando ainda mais seu local de reprodução social.

Esse valor é perceptível no relato de um dos pescadores mais antigos da comunidade de Amparo, ao descrever sua atividade ao longo dos anos na comunidade: "*Falar da Comunidade de Pescadores de Amparo é muito bom, esse lugar é tudo para mim. Um lugar calmo, tenho tudo aqui e se quiser algo que não tenha na comunidade, vou no centro de Paranaguá compro e depois eu volto. Foi assim que criei meus filhos. Tenho 77 anos e moro aqui já fazem 50 anos. A pesca foi meu grande meio de sobrevivência, eu gostava muito de pescar, me divertia era muito prazerosa. Consegui criar 7 filhos com a pesca, 5 homens e 2 mulheres. Aqui é o meu lugar e a pesca foi o meio de sobrevivência da minha família. Me aposentei da pesca com 60 anos, e meus filhos continuam pescando*".

O território carrega, assim, a noção de pertencimento e de afirmação identitária. Esta é uma realidade costumeira na comunidade de Amparo e que lhe dá a certeza de existência. Pouco a pouco, o território dos pescadores produz os seus próprios símbolos, suas identidades; cria suas próprias significações e suas próprias estratégias de reprodução social. Os seus significados e as estratégias vão se multiplicando em um conjunto de ações [1] (MEDEIROS, 2015). Os aspectos subjetivos das relações que se mantém com a natureza

1 MEDEIROS, Rosa Maria Vieira. Território Espaço e Identidade. Departamento de Geografia, Universidade Federal do Rio Grande do Sul.

- percepções, valores e significações culturais se tornam essenciais na formulação de estratégias alternativas de desenvolvimento territorial (VIEIRA, 2006; GODARD, 2000; PECQUEUR, 2006). Na visão do morador, o território é mais do que um lugar de se produzir, é um lugar de convivência, onde seus desejos se realizam, os pais vão criar os filhos e as famílias serão constituídas, gerando soluções consideráveis e satisfatórias por todos os moradores. A comunidade apresenta grande potencial turístico, pela sua localização, beleza, tranquilidade, história e cultura do local. A comunidade tem uma identidade forte cultivada pelos seus moradores que nasceram e se criaram ali.

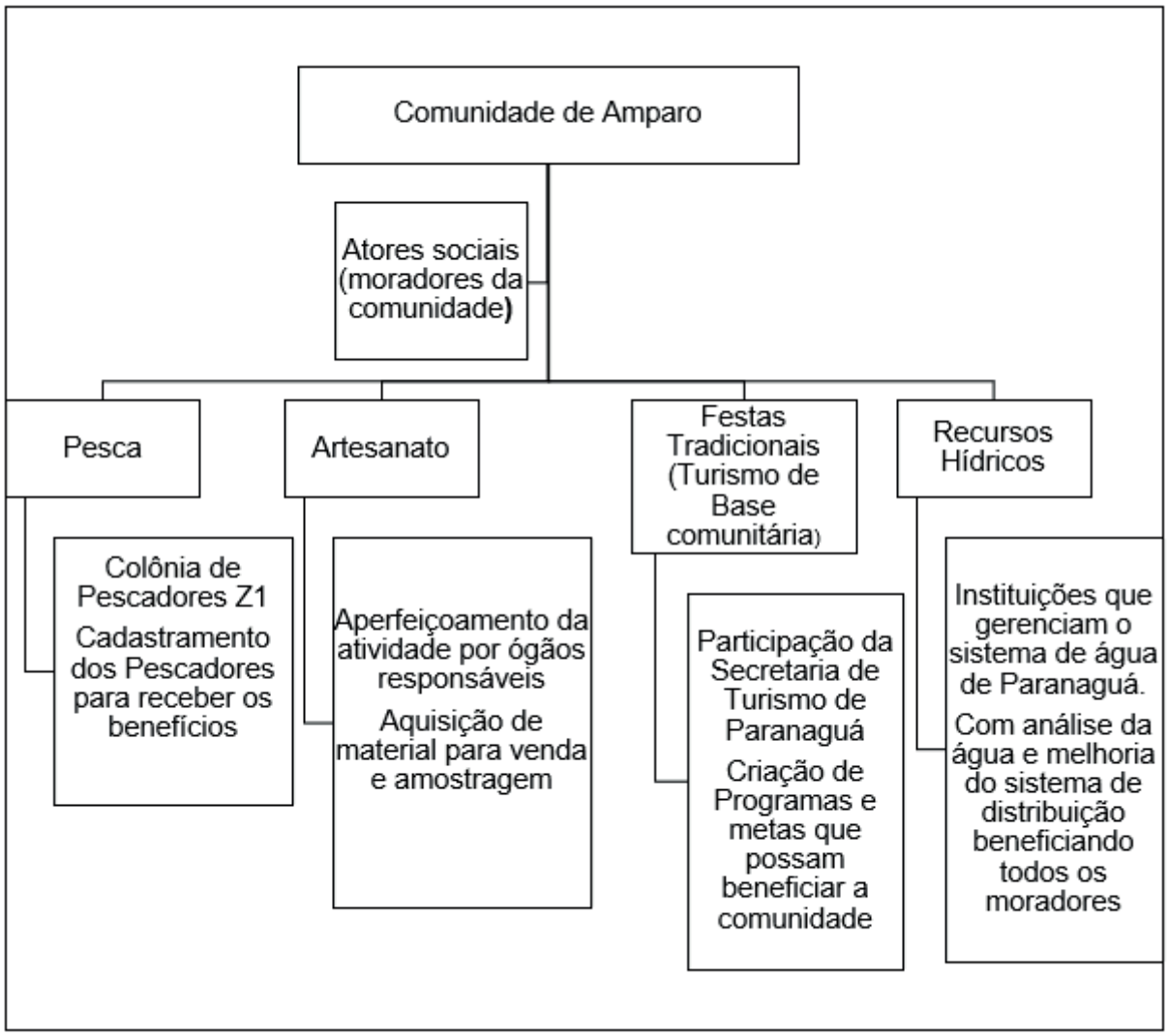
Os turistas são acolhidos e atendidos pelos moradores que tem conseguido manter sua cultura preservada. É possível encontrar pessoas confeccionando redes conforme a figura 3, cestarias, à beira da maré sentada em canoas de pesca. Destaca-se que esse é um grande potencial turístico. Na pesquisa de campo observou-se que os turistas apontam a hospitalidade, a originalidade do lugar, a história da comunidade, e o fácil acesso ao local como elementos importantes.

Os recursos Naturais e Territoriais como Estratégia de Sobrevivência na Comunidade de Amparo

Com base nas regras da comunidade e nas relações de reciprocidade entre os moradores, a pesquisa na comunidade faz emergir a necessidade de uma reflexão central sobre a gestão participativa e a reciprocidade na utilização dos recursos naturais e de uso comum. Para que a gestão do recurso natural seja integrativa e participativa, é necessário diálogo participativo dos atores envolvidos para capacitá-los a deliberarem e discutirem a questão da gestão dos recursos.

O quadro 2 apresenta uma tentativa de elencar um modelo de gestão com a participação de todos os sujeitos envolvidos baseado no modelo trade-off (POLICARPO e SANTOS, 2008), buscou-se analisar o tipo de participação existente entre atores, recursos naturais e territoriais mobilizados pela comunidade: pesca, artesanato, festas tradicionais e os recursos hídricos disponíveis na comunidade. O quadro 1 apresenta tais elementos:

Quadro 2. Formas de participação modelo *trade-off* em Amparo



Fonte: Elaborado pelos autores.

Observa-se, na forma de participação, utilizando tal modelo *trade-off*, que o pescador precisa dialogar com a Colônia de Pescadores Z1 de Paranaguá, com o intuito de cadastramento dos pescadores para assegurar os benefícios que lhes são de direito, como por exemplo: aposentadoria, indenização, seguro pescador em caso de morte..

Nas festas tradicionais ou no turismo de base comunitária, a participação da secretaria de turismo de Paranaguá é fundamental. Este ator surge como um agente coordenador das atividades que visam valorizar a cultura local, ampliando competências e conhecimentos tanto no campo profissional como social, bem como tornando-se agente promotor do turismo de base comunitária numa perspectiva sustentável. Quanto a utilização dos recursos hídricos da comunidade de Amparo, no modelo apresentado, esta ficaria sob a responsabilidade da empresa que gerencia o abastecimento de água do perímetro urbano de Paranaguá, fazendo análises constantes da qualidade da água e cuidando da melhoria do sistema.

O modelo proposto para a gestão dos recursos naturais e territoriais na comunidade de Amparo, requer um planejamento territorial sustentável e o processo de mobilização dos grupos sociais. Nesta perspectiva, a participação na gestão integrada dos recursos de uso comum pode nos encaminhar não apenas ao questionamento de certas técnicas de utilização do recurso, mas na compreensão das transformações das condições de vida dos moradores da comunidade de Amparo. Uma simples forma de participação e gestão dos recursos naturais, nos estimulam a compreender o processo do desenvolvimento territorial sustentável a ser aplicado na comunidade.

Na comunidade de Amparo o uso dos recursos comuns tem criado um ciclo virtuoso entre o território, a comunidade, a estratégia de reprodução social escolhida pelos moradores como: a pesca, o artesanato, e as festas tradicionais, culminando na permanência dos moradores na comunidade, vide figura 3. Com isso, se constrói relações de reciprocidade entre os moradores em seu próprio território.

Figura 4. Relação entre os recursos naturais e territoriais da comunidade Amparo.

Fonte: Elaborado pelos autores.

A figura 4 demonstra como os moradores da comunidade de Amparo se movimentam no território, como se organizam, a fim de manter suas raízes históricas e familiares a partir das relações com o meio físico e suas variações. Ostrom, (2010) observando comunidades tradicionais verificou que aquelas que são capazes de obter sucesso de longo prazo no manejo dos recursos apresentam no seu comportamento alguns princípios. Este conjunto de princípios deve abordar também um conjunto de problemas comuns. Tais problemas também são fontes de conflitos.

No quadro dos princípios que promovem mais reciprocidade e cooperação também se inserem os conflitos. No quadro 3 ilustram-se os conflitos decorrentes do uso do recurso natural e territorial na comunidade pesquisada.

Quadro 3. Conflitos decorrentes do uso do recurso natural e territorial

SITUAÇÃO	NATUREZA DO CONFLITO	OBSERVAÇÕES
Os moradores da comunidade de Amparo estão utilizando o território para atender suas necessidades de reprodução social.	Por ser uma área de proteção ambiental, há um conflito entre as necessidades da comunidade e a utilização sustentável dos recursos naturais.	Os moradores tem um sentimento de pertença com o local ao utilizarem os recursos naturais. E sabem o que podem utilizar apenas para reprodução social. Há, às vezes, abuso por parte dos órgãos responsáveis pela fiscalização.
Os moradores da comunidade de Amparo estão utilizando o território para atender suas necessidades de reprodução social. A pesca é a principal atividade da comunidade.	Conflito entre os órgãos de conservação ambiental e a atividade de reprodução social dos moradores da comunidade. Há várias normas que dificultam a utilização do material utilizado pelos pescadores.	Os moradores sentem dificuldade quando o ocorre fiscalização na baía de Paranaguá, com apreensão dos materiais de pesca. Eles comentam *que essas pessoas estragam seus materiais de trabalho. Dizem apenas que ali não é lugar para pescar.*
Conservação do território onde a comunidade está. O uso sustentável pela comunidade como benefícios para as festas tradicionais.	Conflito na hora de trazer os turistas ou realizar um evento na comunidade. Há uma burocracia quanto a utilização dos espaços. Problemas de infraestrutura para atender os visitantes.	As festas tradicionais na comunidade necessitam de infraestrutura para atender os visitantes que visitam a comunidade. Quando os moradores fazem a solicitação aos órgãos competentes, não obtém respostas. A comunidade tem um sentimento de abandono pelos órgãos públicos.
O sistema de distribuição de água da comunidade já não atende à demanda dos moradores.	Os conflitos pelo uso da água são diversos e o que mais chama atenção, é a falta de manutenção e controle da qualidade da água na comunidade, visto que o número de moradores aumentou nos últimos anos.	Apesar da prefeitura ceder um técnico para cuidar do sistema, o mesmo não aparece na comunidade. É um morador que coloca os produtos para fazer o tratamento da água.
Relação dos ativos genéricos e específicos do território.	Atividade portuária produz restrições a atividade turística.	Percebe-se que os impactos socioambientais na comunidade decorrem de uma gestão ineficiente dos recursos naturais renováveis, fazendo-se necessário um estudo do impacto da expansão da atividade portuária, prevenindo a potencialização de conflitos.

FONTE: Singh (2003) adaptado pelo Autor (2020)

Os principais conflitos dizem respeito à conservação e ao fomento de atividades econômicas locais, pois a pesca e demais atividades extrativas esbarram com as regras de uso e regulamentação estatal. Há conflitos no que se refere ao uso da água e controle da qualidade da água. Mas a questão emblemática é a que se articula com a atividade portuária. A questão do Porto é central na vida da comunidade, pois as obras de dragagem têm efeito direto e indireto no bioma. Pode-se observar impactos socioambientais na alteração das condições hidráulicas e sedimentológicas com alteração dos padrões de circulação e mistura da água, salinidade e turbidez. A alteração das condições do local de lançamento do material dragado, poluição por substâncias tóxicas existentes no material de dragagem, sua suspensão e movimentação durante a atividade. Com alteração da qualidade da água (turbidez) há reflexos na vida e nos habitats da fauna e da flora aquática. O porto, em sendo um ativo genérico, baseado na lógica convencional de mercado, traz inúmeros entraves aos ativos e recursos específicos do território pesquisado, uma vez que a alteração da qualidade da água e do meio biofísico afeta a pesca e o turismo de base comunitária (PECQUEUR, 2006)

A estrutura física de cada recurso natural tem impacto importante sobre as estratégias do grupo e de seus resultados. Assim, um conjunto de regras utilizadas em um ambiente físico pode ter consequências extremamente diferentes se usadas num ambiente diferente.

As peculiaridades de cada grupo, sejam físicas ou culturais impedem generalizações (PECQUEUR, 2006). A forma para se chegar à resolução do conflito na gestão dos recursos comuns é por meio da organização e da cooperação entre indivíduos e instituições que precisam utilizar os mesmos recursos e que estão empenhados em fazê-lo de uma forma sustentável, respeitando o tempo de reposição da natureza. É possível identificar diferentes interesses em jogo quando se trata de uma área de preservação ambiental onde os moradores que ali estão utilizam os recursos comum para reprodução social e uso de todos. Neste caso, citaremos os princípios da utilização dos recursos comum na comunidade de Amparo. Segundo Ostrom (1990), os princípios de uso comum são esses:

I. **Limites bem definidos**

A comunidade de Amparo está inserida na Área de Proteção Ambiental de Guaraqueçaba que está localizada na porção norte da Microrregião do Litoral Paranaense, a APA engloba o Município de Guaraqueçaba e parte dos Municípios de Antonina e Paranaguá, e uma pequena área do município de Campina Grande do Sul, no Primeiro Planalto Paranaense. A APA compreende uma superfície de cerca de 303.000 hectares. Há um sistema de abastecimento de água de nascente superficial, o rio é de água doce, a barragem está localizada a 2 km da comunidade, localiza-se na barragem do Rio Timerim próximo a Comunidade. O microssistema foi projetado no ano de 1990 para atender uma população de 800 habitantes. Sob a égide da comunidade de Amparo, cabe ressaltar que o morador da comunidade sabe os limites da proteção ambiental estipulada por lei, de modo que há um respeito do morador com o lugar onde tira o sustento da família. Neste caso 66% dos moradores da comunidade são pescadores.

Em algumas situações, os fiscais vão nas canoas prender o material de pesca do morador, causando um certo conflito. As normas instituídas pelos órgãos estaduais abrangem o litoral paranaense ou localidades específicas da região. No estudo elaborado por Caldeira, Mafra e Malheiros (2016), o conjunto de instrumentos normativos estabelece aproximadamente 71 normas para as práticas de pesca e extração de recursos do mar. Isso inclui nove períodos de defeso (oito períodos de proibição da captura de determinados recursos e um período de proibição do arrasto de fundo); sete normas que proíbem a captura de determinadas espécies (pinípedes, cetáceos, tartarugas marinhas e dezenas de espécies ameaçadas de extinção); dez normas que estabelecem tamanhos permitidos para a captura (tamanhos máximos para a captura de robalos e tamanhos mínimos para a captura de dezenas de

espécies de peixes e recursos bênticos); vinte e seis normas referentes a limites espaciais (restrições impostas pela existência de Unidades de Conservação e áreas de exclusão ou de permissão de determinadas práticas) e dezenove normas que regulam características dos apetrechos ou procedimentos (dimensões das redes, tipo de tração, equipamentos proibidos, etc.) (MALHEIROS et al., 2009).

Na perspectiva dos moradores da comunidade, independente das normativas estabelecidas pelos órgãos competentes, cada pescador sabe os limites das áreas onde podem tirar seu sustento, tanto individualmente como coletivamente, de modo que não há entre os moradores conflitos pela utilização da área. O conflito que ocorre é com os órgãos fiscalizadores, que acabam valendo-se dos regramentos construído por técnicos que pouco têm se articulado com as especificidades locais (GODARD, 2000), o que acaba gerando conflitos com as autoridades, afetando as práticas da pesca de subsistência.

II. **Equivalência entre custo-benefício**

Por se tratar de uma comunidade pesqueira, sem limites impostos por cercas ou muros, todos os moradores da comunidade têm direito ao acesso do território de forma coletiva, tanto para exercer a atividade pesqueira como utilizar o recurso hídrico que abastece a comunidade. Esses moradores, acreditam que este é o único meio de reprodução social que eles podem encontrar, pois, assim eles vão vivendo na comunidade e fazendo dela o meio de reprodução social.

Todos os moradores da comunidade têm direito ao uso do recurso hídrico, que por meio de um sistema de distribuição de água atende todos os moradores. Na comunidade, todos tem os mesmos direito e deveres, os bens essenciais como recurso hídrico é direito de todos, a única imposição que tem é uma taxa simbólica de R$ 3,00 (três reais), que serve para fazer a manutenção do sistema. Como é um valor simbólico todos pagam, caso o morador não possa contribuir financeiramente, é feita uma reunião com o morador com o objetivo de achar uma função para o morador desenvolver na comunidade, a fim de colaborar para o pagamento da utilização do recurso. Ou seja, todos vão contribuir direta ou indiretamente e todos participam.

III. **Acordos de escolha coletiva**

As regras e os acordos na comunidade de Amparo são estabelecidos em Assembleias, reunião com os moradores convocada pela liderança da Associação de Moradores da Comunidade de Amparo, sob responsabilidade do seu presidente. A reunião na comunidade de Amparo é ordinária, é feita uma vez por mês.

O presidente da Associação junto com os membros da diretoria, todos eleitos na assembleia feita pela comunidade. Tem poderes e atribuições de gerir e administrar os negócios de interesse da comunidade, representá-la ativa e passivamente, judicial e extrajudicialmente, perante órgãos públicos, instituições, entidades privadas e terceiros em geral, bem como praticar todos os demais atos necessários à consecução dos objetivos ou à defesa dos interesses e direitos da comunidade, autorizado o uso do nome da comunidade de Amparo isoladamente, vedado, no entanto, em atividades estranhas ao interesse social ou assumir obrigações seja em favor de qualquer dos moradores ou de terceiros, bem como onerar ou alienar bens imóveis da comunidade, sem autorização dos moradores da comunidade. Assim, qualquer decisão que possa ser tomada, o presidente convoca os moradores e avisa sobre o tema debatida na reunião. Se isso pode interferir direta ou indiretamente nas ações da comunidade. Após a comunidade estar ciente, as decisões são fechadas para o bem-estar comum dos moradores.

No âmbito da pesca, que é uma atividade tradicional, observa-se a necessidade crescente de reduzir a pressão sobre esse recurso. Para tanto, faz-se necessário o desenvolvimento sustentável da atividade e métodos de produção que respeitem o ambiente, prevenindo os efeitos socioeconômicos das limitações derivadas da sobre-exploração dos estoques. A aquicultura pode se apresentar como uma atividade integradora à pesca, trazendo benefícios positivos para a comunidade, contribuindo com a diminuição do esforço do pescador artesanal. Assim, a aquicultura pode contribuir para gerar empregos diretos e indiretos, permitindo a manutenção da relação da comunidade com o mar, produzindo alimentos e garantindo a segurança alimentar e renda.

IV. **Monitoramento**

A associação dos moradores da comunidade fica com a responsabilidade de cuidar do sistema de distribuição de água. Os responsáveis pela Associação dos moradores, deixaram um pessoal responsável pela manutenção e caso haja um incidente, eles vão ver o que aconteceu. O presidente da Associação junta quatro pessoas, e vão em direção a barragem ver semanalmente se está tudo certo por lá. Também fica uma equipe observando o sistema de distribuição, se está atendendo a comunidade distribuindo água para todos os moradores. Tem um morador que cuida da parte do tratamento da água, ele fica com a responsabilidade de colocar os produtos na água para o devido tratamento. Quando o sistema foi criado, houve uma parceria com a prefeitura municipal de Paranaguá, em que a prefeitura cedeu o material e os moradores entraram com a mão de obra. Devido a mudanças no quadro político do município, e pela ausência do técnico de saneamento responsável de cuidar da qualidade

da água do sistema, a comunidade começou a usar recursos do seu caixa financeiro para fazer as devidas manutenções no sistema de distribuição de água.

Todavia, como nos últimos anos a população de moradores de Amparo vem crescendo, o sistema de distribuição de água já não atende à demanda do consumo, principalmente no verão com o aumento do número de visitantes e turistas, deixando os moradores da comunidade com certa preocupação. Os recursos de uso comum caracterizam-se pela sua subtractibilidade (a retirada por um utilizador reduz a quantidade de recursos deixados para outros utilizadores) e pela utilização conjunta de um grupo. Com isto as sociedades humanas enfrentam novos desafios e veem-se obrigadas a desenvolver e implementar novas formas de gestão de recursos comuns que estão no limiar do esgotamento.

V. **Sanções graduadas**

As sanções vão depender da infração que o morador ocasionar ao sistema de gestão. Geralmente o responsável pela Associação do Moradores chama o infrator e tem uma conversa com ele, para que não faça mais o ato que ele praticou. Em caso de reincidência ele é chamado para uma reunião com os moradores da comunidade, a fim de se explicar o motivo por ter praticado tal ato de forma repetida. Caso ele continue em insistir na desordem, a água que vai pra sua residência é cortada, ocasionado um constrangimento daquele que ousou quebrar as regras, dada a relação de confiança que um tem no outro dentro da comunidade de Amparo.

VI. **Mecanismos de resolução de conflitos**

A resolução dos conflitos internos é feita via Associação de Moradores da Comunidade de Amparo. Desde que passaram a se apropriar do território não houve conflitos externos. Ostrom (2011) expõe que há uma disposição de usuários de recursos de uso comum em renunciar a rendimentos admitindo participantes que não cooperam. No caso abordado, a comunidade de Amparo abre mão da cooperação de recursos financeiros dos usuários que de fato não podem contribuir no pagamento da taxa, não dos moradores que podem, mas, não querem pagar. Na afirmativa de Ostrom (1990), quanto a prática na comunidade de Amparo, mostra que para eles o importante é garantir a distribuição dos recursos hídricos para todos, mesmo que haja uma resistência de alguns moradores para não cooperar com o bem comum de todos.

VII. **Reconhecimento mínimo dos direitos**

A Comunidade de Amparo, é reconhecida pelo Estado, pelo Município. Tendo na Associação de Moradores, uma grande representação, sendo ela que representa os interesses dos moradores da comunidade. E ao mesmo tempo que a comunidade é reconhecida pelo Estado, o mesmo age com normas e diretrizes, muitas das vezes prejudicando os moradores dessa comunidade, tentando interferir no direito dos moradores ao uso da terra.

VIII. **Empreendimentos aninhados**

A comunidade de Amparo, na esfera local, tem na sua presidência, representada pelos moradores e membros da Associações de Moradores da Comunidade de Amparo. Embora o presidente tenha poderes em representar a comunidade, uma das mais importantes lutas empreendidas é por uma boa gestão dos recursos hídricos da comunidade. Assim, há uma solidariedade na luta da comunidade de Amparo. Considerando os oito princípios de *design* reconhecidos por Ostrom (1990) como importantes para que os usuários de recursos de uso comum da comunidade de Amparo tenham sucesso, ainda que, a comunidade estudada não apresente instituições formais e informais bem estruturadas em todos os princípios. Cabe ressaltar que nas palavras de Ostrom*, um design principle representa "an essential element or condition that helps to account for the success of these institutions in sustaining the common-pool resources and gaining the compliance of generation after generation of appropriators to the rules in use***.** Tais designs **p**odendo ocasionar sérios problemas futuros quanto ao uso do recurso comum na comunidade, chegando ao ponto da escassez hídrico quanto ao pescado, se não houver ajuda das instituições legais. Mesmo com a ausência de políticas públicas na comunidade, ela representa um caso de sucesso, pois mantém a sustentabilidade de seus recursos através da cooperação entre os seus moradores, mesmo diante de situações tão adversas. Quando os recursos de uso comum fazem parte de um sistema maior, as atividades do governo devem ser organizadas em múltiplas camadas aninhadas. A comunidade de Amparo por ser de pequena escala, pode ser coerente com as regras para as condições locais, mas as instituições de grande escala também são necessárias para governar as interdependências entre as unidades menores. Os estudos apontam que apesar de terem encontrado muitas práticas coerentes com os princípios, a adesão a cada um desses princípios não é necessária para um manejo bem-sucedido em longo prazo (OSTROM, 2011).

Na pesquisa desenvolvida na comunidade de Amparo, observou-se que apesar dos conflitos encontrados, e a probabilidade de escassez dos recursos mediante a ausência das instituições públicas, os moradores da comunidade podem realizar a autogestão dos recursos

de bens comuns, assim como é referido por Ostrom *"A ação coletiva e a monitorização dos problemas tendem a ser resolvido de forma reforçada"* (OSTROM et al., 1994). Assim sendo, a utilização dos recursos comuns de grande escala é mais viável na comunidade por se tratar de um grupo pequeno de pessoas. Esta conclusão corrobora com a afirmação de Ostrom de que não há um padrão único de solução para o manejo adequado dos recursos, ou seja, um modelo que pode ser aplicado e dar certo em uma comunidade que utilize recursos de uso comum, não necessariamente deverá ser aplicado às outras comunidades, mesmo que façam uso do mesmo recurso.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O objetivo deste estudo foi o de identificar as estratégias de uso dos recursos naturais e territoriais dos moradores da comunidade de Amparo, buscando demonstrar os limites e potencialidades do sistema de gestão participativa desta comunidade. Os resultados do estudo demonstram que a forma de participação na gestão integrada dos recursos naturais e territoriais na comunidade de Amparo tem sido uma estratégia de utilização dos recursos comuns. A comunidade pesquisada prova que é possível que indivíduos tomem atitudes coletivamente para manejar recursos naturais e territoriais, de forma compartilhada e em base sustentável, por meio da ação coletiva ou de acordos coletivos. A atuação da Associação de Moradores da Comunidade de Amparo na resolução de conflitos e na organização e gestão de diferentes frentes de atuação dos moradores demonstra o potencial das escolhas coletivas e da gestão compartilhada dos recursos naturais.

Observa-se, nesse contexto, a importância da comunicação, da reciprocidade e da confiança na iniciação e manutenção da ação coletiva ou cooperação. Pois, a "confiança" é uma das variáveis que assumem centralidade na abordagem de Ostrom (Cox et al, 2010), ao considerar que os indivíduos não agiriam motivados apenas por seus interesses de curto prazo, podendo cooperar caso exista reciprocidade, como no caso de um pescador que pode aceitar voltar com menos peixes em seu barco caso tenha garantias – institucionais ou a confiança nos outros habitantes da comunidade – de que outros não consumirão todo o estoque. A atuação da associação dos moradores da comunidade como responsável de cuidar do sistema de distribuição de água é um aspecto que demonstra a confiança da comunidade na gestão coletiva de um recursos natural essencial à vida das pessoas.

Portanto, de acordo com Pecqueur (2006) a pesca, o artesanato, as festas e os recursos hídricos são ativos territoriais manipulados pelos moradores da comunidade com intuito de resolver os problemas comuns e são ativos e recursos específicos do território. Todavia, a atividade portuária, um ativo genérico, tem impactado negativamente sobre as condições de uso dos recursos e ativos específicos da comunidade Amparo. Desta forma, mediante

os resultados da pesquisa fica evidente que a construção coletiva da gestão integrada dos recursos naturais e territoriais insere em si o valor simbólico, afetivo, de pertencimento, como importante ação que resulta na compreensão e valorização do território.

É neste contexto que esses grupos constroem sua relação com a terra, tornando-a um território impregnado de significações relacionadas à resistência cultural. Não é qualquer terra, mas a terra na qual mantém alguma autonomia cultural, social e, consequentemente, a autoestima, fazendo do território o seu lugar de reprodução social de acordo com suas estratégias de vida ao longo dos anos.

Na comunidade de Amparo, o lugar da vivência é definido pela maneira como as pessoas da comunidade ocupam a terra. Essa ocupação consiste na utilização do espaço, o qual se modifica pelas formas com que o morador interage e justifica seu território numa proporção tangível e intangível. Nesta esteira, os costumes e as representações ganham contornos na medida que as atividades ali são expressadas, e os saberes e o tempo são manifestados. Com esses fatores se desenrolando no Amparo, o discernimento de território aparenta ser suscetível em diversas escalas de observação da vivência desse morador da comunidade.

Por outro lado, o território assim constituído é um objeto histórico e nesta miríade de concepções, conceitos e aproximações teóricas constatamos que: com o saber da autogestão considerando a natureza, o auxílio recíproco, o pescador artesanal, o trabalho manual do artesão, o conhecimento popular local, as festividades tradicionais, a cooperação do grupo, condição para o habitat, viver e produzir, são estratégias e desafios que podem ser potencializadas, como mediação, para o desenvolvimento territorial local.

REFERÊNCIAS

1. ALBAGLI, S: MACIEL, M.L. **CAPITAL SOCIAL E DESENVOLVIMENTO LOCAL**. IN: LASTRES, Helena M.M; CASSIOLATO, José E.; MACIEL, Maria L. Pequena Empresa: Cooperação e Desenvolvimento Local. Rio de Janeiro: RelumeDumará, 2003.

2. ABRAMOVAY, Ricardo. **Agricultura Familiar e Desenvolvimento Territorial**. Revista da Associação Brasileira de Reforma Agrária – Vols. 28 nºs 1,2, 3 e 29, n°1 – jan/dez 1998 e jan/ago 1999. Disponível em **www.abramoyay.pro.br** Acesso 14 de agosto de 2017.

3. ANDRADE, Tânia Maria de. **Modelo de Resiliência Sociológica e as suas Contribuições para a geração do desenvolvimento local Sustentável**: Validação no contexto Comunitário de Marisqueiras em Pitimbu-PB. Campina Grande, PB: UFCG, 2011.

4. BRASIL. Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome. Capacita Suas: **Configurando os eixos de mudança**. Brasília: Instituto de Estudos Especiais da Pontifícia Universidade Católica de São Paulo, 2008. v. 1.

5. CAZELLA, A. A.; BONNAL, P.; MALUF, R. S. **Olhares disciplinares sobre o território e desenvolvimento territorial**. In: A. Cazella, P. Bonnal e R. S. Maluf (Orgs.). Agricultura familiar: multifuncionalidade e desenvolvimento territorial no Brasil. Rio de Janeiro: Mauad X, 2009.

6. CASTELLS, Manoel. **O poder da identidade**. Tradução de Klauss Brandini Gerhardt. 6. ed. São Paulo: Paz e Terra, 2008.

7. CESAR, Mateus; LUNA, Ivette; PERKINS, Ellie. De tragédia a solução: a atualidade teórica e empírica dos recursos comuns no Brasil. Nova economia, v. 30, n. 1, p. 7-35, 2020

8. Cox, M., Arnold, G. e S. V. Tomás, 2010. A review of design principles for community based natural resource management. Ecology and Society, vol. 15, n. 4.p.1-19.

9. CUNHA, L. A. G. **Os faxinais como territórios sociais**. In: I Encontro dos Povos Faxinais, 2005, Irati. Anais. Irati: IAP, 2005 (painel).

10. DALLABRIDA, V. R. Território. In: SIEDENBERG, D. R. (Org.). **Dicionário do Desenvolvimento Regional**. Santa Cruz do Sul: Edunisc, 2006.

11. DIEGUES, Antônio Carlos (org). Etnoconservação: **O Mito Moderno da Natureza Intocada**. São Paulo: HUCITEC, 1998.

12. FLORES, ShanaSabbado. MEDEIROS, Rosa Maria Vieira. **A Dimensão Territorial da Sustentabilidade**. 2013.

13. FURTADO, Celso. **Cultura e Desenvolvimento e Épocas de Crise**. Rio de Janeiro: Paz e Terra, 1984.

14. HAESBAERT, Rogério**. Identidades territoriais**. In: CORRÊA, Roberto Lobato; ROSENDAHL, Zeni. (Orgs.). Manifestações da cultura no espaço. Rio de Janeiro: Editora da UERJ, 1999. Cap. 07, p. 169 a 189.

15. JOVENTINO, F. K. P., JOHNSSON, R. M. F., LIANZA, S. (2013) Pesca artesanal na baía de Ilha Grande, no Rio de Janeiro: conflitos com unidades de conservação e novas possibilidades de gestão. Revista Política & Sociedade, 12(23), 159-152, jan/abr.

16. LIMA, Paulo Cezar Vicente et al. **Direitos dos Povos e Comunidades Tradicionais**. Produção: Superintendência de Comunicação Integrada – MPMG (Ministério Público de Minas Gerais). Produzido no ano de 2014.

17. LITTLE, P. E. **Territórios Sociais e Povos Tradicionais no Brasil**. Por Uma Antropologia da Territorialidade. Brasília: DAN/UNB, 2002. (Série Antropologia, 322). Disponivel em: <http// www.dan.unb.br/imagens/doc/Serie322empdf.pdf> acessado em: 18/05/2017.

18. MASSEY, Doreen**. Um sentido global de lugar**. In: ARANTES, Antonio (Org). O espaço da diferença. São Paulo: Papirus, 2000.

19. MOREIRA, Vinicius Silva. MEDEIROS, Rosa Maria Vieira. **Reflexões sobre o Território e a Territorialidade Para Compreender o Despertar de Um Movimento Social**. SAQUET. Marcos Aurélio. Estudo Territoriais na Ciência Geográfica. 1 Ed. São Paulo. Expressões, 2013. 332 p. Graf. Tabs. Isbn. 978-85-6441-471-9

20. OSTROM, E. (1990). **Governing the commons:** the evolution of institutions for collective action. Cambridge University Press, Cambridge, UK

21. OSTROM, Elinor, GARDNER, Roy & WALKER, James (1994). Rules, **Games, and Common--Pool Resources**. 1994. Ann Arbor. The University of Michigan Press.

22. OSTROM, Elinor; MCKEAN, Margaret (2001). **Regime de propriedade comum em florestas: uma relíquia do passado**? In: DIEGUES, Antonio Carlos; MOREIRA, André de Castro (Org.). Espaços e recursos naturais de uso comum. São Paulo: NUPAUB/USP, 2001.

23. OSTROM, Elinor; TUCKER, Catherine (2009). **Pesquisa multidisciplinar relacionando instituições e transformações florestais**. In: MORAN, Emilio; OSTROM, Elinor (Org.). Ecossistemas florestais: interações homem-ambiente. São Paulo: Editora Senac; Edusp, 2009.

24. OSTROM, Elinor; POTEETE, Amy R.; JANSSEN, Marco A (2011). **Trabalho em Parceria: Ação coletiva, bens comuns e múltiplos métodos**. São Paulo: Editora Senac. 2011 (Parte IV - Capítulos 9, p. 279-320).

25. OSTROM, Elinor; TUCKER, Catherine (2009). **Pesquisa multidisciplinar relacionando instituições e transformações florestais**. In: MORAN, Emilio; OSTROM, Elinor (Org.). Ecossistemas florestais: interações homem-ambiente. São Paulo: Editora Senac; Edusp, 2009.

26. PECQUEUR, Bernard. **O desenvolvimento territorial: uma nova abordagem dos processos de desenvolvimento para as economias do Su**l. Campina Grande: Raízes, v. 24, n. 01 e 02, p. 10-22, jan/dez. 2005. Disponível em: http://www.ufcg.edu.br/~raizes/artigos/Artigo_53.pdf. Site acessado na data de 04.12.2015

27. POLICARPO, Mariana Aquilane. **Impactos Socioambientais do Desenvolvimento do Setor Agroflorestal em Santa Catarina**: Estudo de Caso nas encostas da Serra Geral à Luz do Enfoque do Desenvolvimento Territorial Sustentável. Florianópolis – Santa Catarina, 2009.

28. Sabourin, E. (2010). Manejo dos Recursos Comuns e Reciprocidade:: os Aportes de Elinor Ostrom ao Debate. *Sustentabilidade Em Debate*, *1*(2), 141.

29. SACHS, Ignacy. **Caminhos para o Desenvolvimento Sustentável.** 3 ed. Rio de Janeiro: Garamond, 2008.

30. SAQUET, Marcos Aurélio. SPOSITO, Eliseu Savério. **Por Uma Abordagem Territorial**. Território e Territorialidade: Teorias, Processos e Conflitos. São Paulo: Expressão Popular, 2008, p. 157-186.

31. SAQUET, Marcos Aurélio. **Por uma Geografia das Territorialidades e das Temporalidades**: Uma concepção Multidimensional Voltada para a Cooperação e para o Desenvolvimento Territorial. 2 Ed. – Rio de Janeiro: Consequência 2015.

32. SAQUET, M. A. 2007. **Abordagens e Concepções de Território**. Expressão Popular. São Paulo.

33. SILVA, Edcleide Maria. **Desenvolvimento Sustentável: Uma Abordagem Sob A Perspectiva da Teoria do Pensamento Complexo**. IX Convibra Administração – Congresso Virtual Brasileiro de Administração. Artigo acessado em 15/03/2017. No site **www.adm.convibra.com.br**

34. TURRI, Eugenio. **La Conoscenzadel território**. Metodologia per um'analisestorico-geográfica. Venezia: Marsilio, 2002.

35. VIEIRA, Paulo Freire. **Rumo ao desenvolvimento territorial sustentável**: esboço de roteiro Metodológico participativo. Eisforia: desenvolvimento territorial sustentável: conceitos, experiências e desafios teórico-metodológicos. Florianópolis, v. 4, n. especial, dez. 2006.

05

Avaliação da genotoxicidade do Rio Caçador, Seara-SC através da formação de micronúcleos em *Astyanax sp.* para análise da presença de contaminantes

Suelen **Gabiatti**
UNC

10.37885/210504527

RESUMO

O objetivo deste trabalho foi verificar o índice de genotoxicidade das águas do Rio Caçador, Seara-SC, através de micronúcleos em eritrócitos de *Astyanax* sp. Foram estabelecidos cinco pontos de coleta e realizadas quatro coletas sazonais, entre março e setembro de 2014. Para a verificação de células foram confeccionados dois esfregaços por indivíduo coletado, fixados por metanol absoluto e corados com Giemsa 5%. Em cada lâmina foram analisados mil eritrócitos com microscopia óptica, no aumento de 1000X, para a contagem. A comparação entre as estações do verão (13,9), outono (5) e primavera (3,62) demonstrou que houve diferença significativa no número médio de micronúcleos. A análise estatística entre os pontos de coleta provou que não houve diferença significativa. Comparando cada ponto de coleta com o controle negativo houve uma diferença estatística significativa entre o ponto 1 e o controle e entre o ponto 5 e o controle, o ponto 2 não apresentou uma diferença estatística significativa. Os dados comparativos entre as quatro coletas realizadas com o controle, demonstraram que a diferença estatística mais significativa ocorreu entre o verão e controle. Nos pontos 3 e 4, não foi coletado nenhum indivíduo, sugerindo uma maior taxa de poluição. Os dados comparativos entre as quatro coletas realizadas com o controle negativo, demonstraram que a diferença mais significativa ocorreu no verão. Os resultados obtidos com esta pesquisa sugerem a presença de substâncias genotóxicas nas águas do Rio Caçador, Seara – SC e serve de alerta em relação a poluição e concentração de poluentes no ecossistema aquático.

Palavras-chave: Genotoxicidade, Rio Caçador, Astyanax sp,, Micronúcleos.

INTRODUÇÃO

A água é um importante recurso natural, responsável por manter o equilíbrio dos ecossistemas, e por desempenhar funções como o abastecimento para o consumo humano e animal, porém este recurso vem sofrendo muitas intervenções. Knie e Lopes (2004) afirmam que o uso excessivo e errôneo da água leva a poluição dos recursos hídricos, e isso já tem causado a escassez da água de qualidade em diversas partes do mundo.

De acordo com Bavaresco (2006) a Região Sul é conhecida por sua intensa atividade agrícola e por consequência a intensa utilização de agrotóxicos nas plantações. No oeste do estado de Santa Catarina, a agricultura é a atividade econômica predominante e para Krüger (2009) é vista como a maior contribuinte para poluição aquática. Além disso, sua qualidade para utilização humana também corresponde àquela necessária para a conservação dos organismos aquáticos, visto que estas substâncias podem agir de forma combinada causando prejuízos ainda maiores (BERTOLETTI, 2012), como alterações no material genético. Entre estas alterações está a formação de micronúcleos que são núcleos secundários que representam parte do material genético perdido pelo núcleo principal como consequência da ação de agentes contaminantes físicos, químicos ou biológicos que interferem na ligação do cromossomo as fibras do fuso e que possam induzir a perda de DNA (VILLELA et al, 2003).

A utilização de peixes para analisar a presença de agentes genotóxicos em ambientes aquáticos é explicada pelo fato de que estes organismos participam de vários níveis da cadeia trófica e são considerados bioindicadores. Os peixes são geralmente usados como organismos sentinela por possuírem grande importância na cadeia trófica, acumulando substancias tóxicas e respondendo a baixas concentrações de moléculas mutagênicas (ÇAVAŞ e ERGENE-GÖZÜKARA, 2005).

Portanto, esta pesquisa teve como objetivo avaliar o índice de genotoxicidade das águas do Rio Caçador – SC, através de micronúcleos em eritrócitos de peixes do gênero *Astyanax* spp.

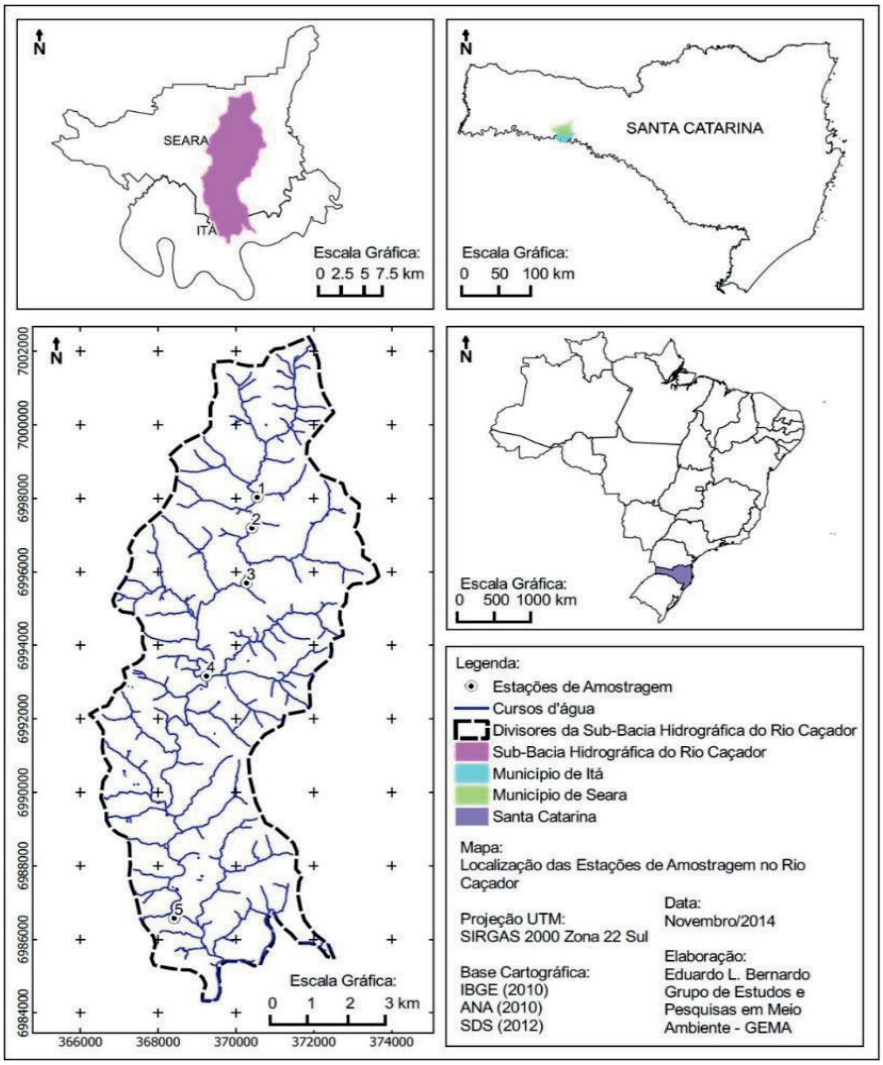
MÉTODO

Local e pontos de coleta

A pesquisa foi desenvolvida no Rio Caçador, no município de Seara-SC entre as coordenadas (UTM) 370546; 6998029 (Elevação = 560m) e 368412; 6986573 (Elevação

= 377m) que é responsável pelo abastecimento da cidade e faz parte da bacia hidrográfica do Rio Uruguai (GABIATTI, 2003) (Figura 1).

Figura 1. Mapa da Sub-bacia Hidrográfica do Rio Caçador



Fonte: Grupo de Pesquisas em Meio Ambiente - GEMA, 2014

Ao longo do rio foram estabelecidos cinco pontos de coleta. O ponto um (Figura 2) (370546; 6998029; elevação = 560m) corresponde a nascente do Rio Caçador e fica localizado na área rural do município de Seara, próximo a uma propriedade particular. O ponto dois (Figura 3) (370410; 6997192; elevação = 542m) fica localizado no reservatório

de tratamento da CASAN, próximo ao limite da zona urbana e rural. O ponto três (Figura 4) (370273; 6995697; elevação = 523m) localiza-se na área urbana, logo após um frigorífico. O quarto ponto (Figura 5) (369242; 6993162; elevação = 458m) encontra-se na zona rural, próximo à um abatedouro. E o quinto ponto (Figura 6) (368412; 6986573; elevação = 377m), corresponde à foz e fica localizado na zona rural, na comunidade de Linha Caçador.

Figura 2. Ponto de coleta 1

Fonte: O autor

Figura 3. Ponto de coleta 2

Fonte: O autor

Figura 4. Ponto de coleta 3

Fonte: O autor

Figura 5. Ponto de coleta 4

Fonte: O autor

Figura 6. Ponto de coleta 5

Fonte: O autor

Modelo biológico de estudo e coleta das amostras

O modelo biológico que foi utilizado no experimento é um peixe nativo do gênero *Astyanax* sp., o qual é conhecido popularmente como lambari, pertencente à família Characidae.

Os peixes utilizados na constituição do controle negativo foram adquiridos em uma lagoa de piscicultura, em uma área de agricultura ecológica, distante do centro urbano, a qual está localizada na cidade de Peritiba – SC (S – 27° 22’ 51,2” e WO – 51° 54’ 36,9”).

As coletas foram realizadas sazonalmente nos cinco pontos e foram utilizados para captura dos indivíduos um puçá com malha 2 mm entre nós opostos para locais menos

profundos e para locais de maior profundidade foi utilizado uma rede de pesca e para ambas as técnicas foi aplicado esforço amostral de 60 minutos.

Para a montagem das lâminas, os peixes foram colocados no gelo a 4ºC para a dessensibilização, logo após a coleta. Cerca de 5 min após, foi coletado sangue das brânquias com o auxílio de uma lâmina histológica suficiente para dois esfregaços por indivíduo, previamente desinfetada com álcool 70%. Após, as lâminas foram levadas ao laboratório para fixação. Baseado na metodologia de Cestari *et al* (2005), foi utilizado metanol absoluto por 10 minutos e postas para secar novamente. Após a secagem, foram coradas com Giemsa 5% por 25 minutos, lavadas com água destilada e postas para secar a temperatura ambiente. A mesma metodologia foi aplicada para montagem das lâminas do controle negativo.

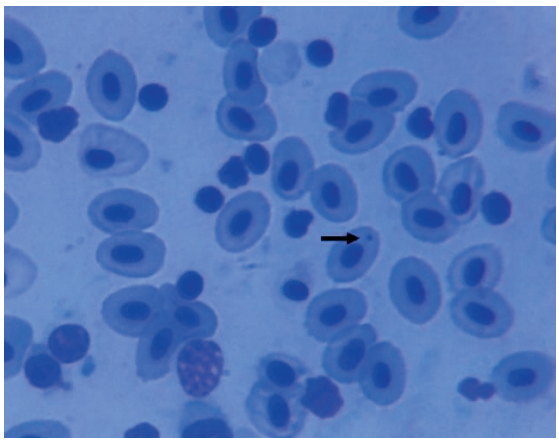
No grupo controle negativo foi utilizado um aquário contendo água da torneira, que ficou declorando por um período de 72 horas. Foram colocados 10 peixes neste aquário, respeitando a densidade de 1g de peixe para cada litro de água. Após o período de aclimatação, foi coletado o sangue dos peixes para montagem dos esfregaços, os quais passaram por um período de secagem, fixação, coloração e posterior análise microscópica.

Análise citológica e estatística

Utilizando microscopia de luz (imersão – 1000x), foram analisados 1000 eritrócitos por indivíduo, por lâmina, para identificação e contagem dos micronúcleos.

Para a identificação dos micronúcleos (Figura 7) foram utilizados alguns critérios como, membrana celular intacta, micronúcleo com a mesma coloração e morfologia do núcleo principal, diâmetro entre 1/16 no máximo 1/3 do núcleo principal (SALVADORI et al, 2003).

Figura 7. Eritrócito de *Astyanax* sp. micronucleado (seta)



Fonte: O autor

Na comparação do grau das variações das determinadas amostras, a fim de verificar se houve diferença significativa na frequência de micronúcleos entre os diferentes tratamentos,

foi realizada análise de variância e aplicado o Teste t de Student, empregando o nível de significância de 5%. Utilizou-se o programa Statistica 6.0 para a realização das análises.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

O índice de genotoxicidade do ecossistema avaliado foi analisado por meio da média de micronúcleos em eritrócitos dos peixes coletados. O grupo experimental totalizou 31 peixes e foram analisados 62 000 eritrócitos. O grupo controle foi constituído por 10 peixes no qual foram analisados 20 000 eritrócitos.

Comparando o número de micronúcleos identificados nas 4 estações, observou- se um total de 15 micronúcleos na coleta de inverno, o correspondente à uma média de 7,5. No outono o número de micronúcleos foi de 60, no qual a média de micronúcleos foi de 5. Na primavera, observou-se um total de 29 micronúcleos, o que correspondeu a média de 3,6, e no verão, foram identificados 556 micronúcleos, o que correspondeu a uma média 13,9.

Pela análise dos dados observa-se que o verão diferiu significativamente do outono e da primavera em relação ao número de micronúcleos (Gráfico 1, Tabela 1). O teste de análise de variância (ANOVA) mostrou diferença estatística significativa no número de micronúcleos identificados nas diferentes estações do ano (p = 0,002) (Gráfico 1).

Gráfico 1. Variação sazonal da média de micronúcleos observados

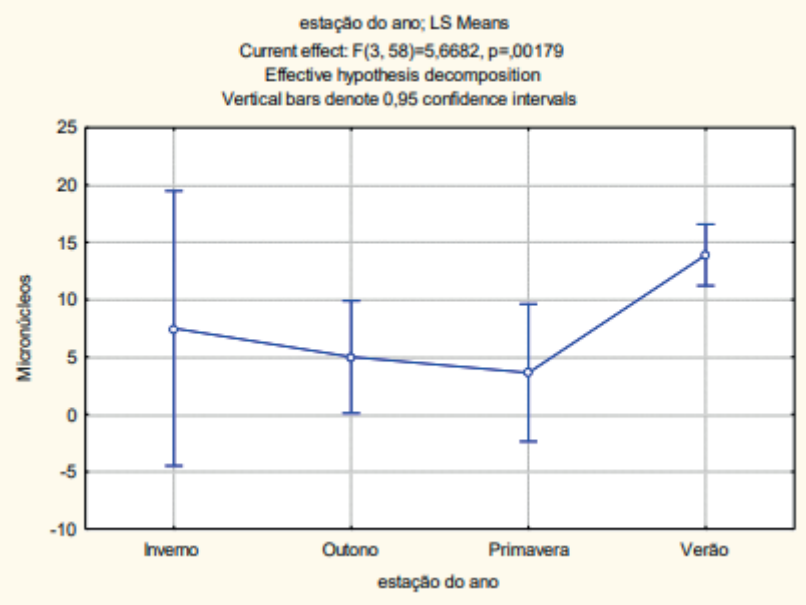


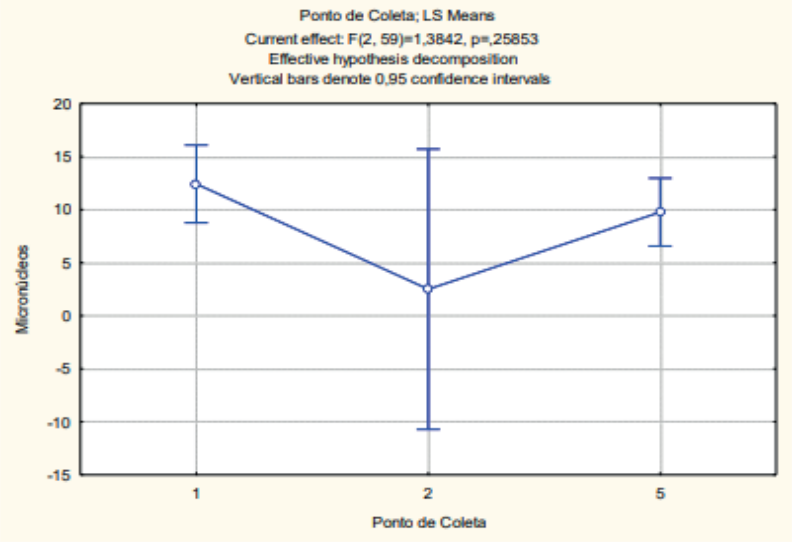
Tabela 1. Análise estatística dos micronúcleos observados

	Estação do ano	Inverno	Outono	Primavera	Verão
1	Inverno		0,700609	0,565084	0,301408
2	Outono	0,700609		0,723414	0,002282
3	Primavera	0,565084	0,723414		0,002721
4	Verão	0,301408	0,002282	0,002721	

Supõe-se que o número expressivo de micronúcleos identificados na coleta de verão esteja relacionado ao baixo índice de pluviosidade observado no mês da coleta (60 mm). Já no mês de coleta correspondente à primavera, a pluviosidade foi de 90 mm e o número de micronúcleos foi menor quando comparado ao número de micronúcleos da coleta do verão. Desta forma, acredita-se que o maior índice pluviométrico e o relevo acidentado da região, favoreceram o carreamento dos poluentes presentes no ambiente, pela água do rio. Em contrapartida, é provável que o menor índice pluviométrico contribuiu para que algumas substâncias genotóxicas permanecessem aderidas ao substrato, em consequência os peixes permaneceram expostos por um período de tempo necessário à formação de micronúcleos.

Comparando a média de micronúcleos entre os pontos pesquisados, observa-se que não houve diferença estatística significativa (Gráfico 2).

Gráfico 2. Variação da média de micronúcleos entre os pontos avaliados



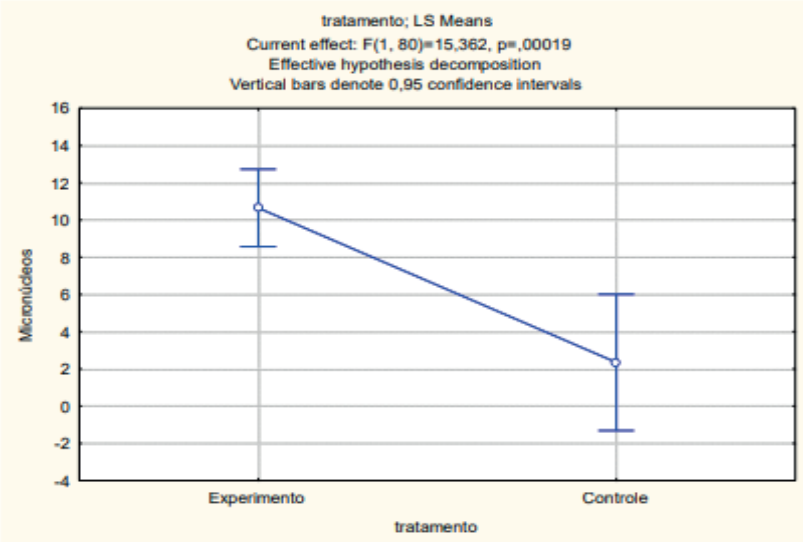
Em relação a coleta de peixes nos 5 pontos estudados, observou-se um baixo número de espécimes, sendo que no ponto 3, localizado no centro da cidade de Seara e no ponto

4, localizado próximo a um abatedouro, na área rural, não foi coletado nenhum indivíduo. Essa informação chama a atenção para as condições ambientais do manancial, o que leva a suposição de que este ambiente apresenta altas taxas de poluição com desequilíbrio das cadeias tróficas. No ponto 2, que corresponde a estação de tratamento da CASAN, localizado próximo a área urbana do município, foi coletado apenas um representante de *Astyanax* spp. na coleta da primavera. Da mesma forma que nos pontos 3 e 4, este dado serve de alerta e sugere outras investigações no sentido de avaliar o potencial genotóxico do ecossistema.

Nos pontos 1 e 5 foi coletado um maior número de indivíduos em comparação aos outros pontos, o que indica que a água do rio nestas áreas apresenta condições favoráveis para a sobrevivência dos peixes. Desta forma, mesmo havendo plantações, criação de animais e moradias próximas a estes locais, a mata ciliar apresenta-se densa e bem conservada, o que contribui para a proteção da água do rio.

Na análise dos dados comparativos em relação ao grupo experimental e grupo controle (Gráfico 3), verifica-se que no controle negativo a média de micronúcleos foi de 2,35 enquanto que no grupo experimental a média de micronúcleos foi de 10,64 apresentando diferença estatística significativa.

Gráfico 3. Resultados da ANOVA da comparação do grupo experimental com o controle negativo



A formação de micronúcleos encontrados nos eritrócitos de *Astyanax* spp. coletados na lagoa de piscicultura, pode ser explicada pela ocorrência de mutações espontâneas ou até mesmo à exposição destes indivíduos à agentes genotóxicos como substâncias químicas ou microorganismos. Porém a diferença significativa entre o número médio de micronúcleos observado no experimento e do controle negativo, permite dizer que as águas do Rio Caçador possuem potencial mutagênico capaz de provocar alterações celulares.

A análise dos dados também mostrou diferenças estatisticamente significativas entre os números médios de micronúcleos nas diferentes estações do ano em comparação com

o controle ($p < 0,0001$) (Gráfico 4). Analisando estas médias através do Teste T (Fischer), observa-se diferenças significativas no verão, quando comparado ao outono e primavera ($p = 0,000457$ e $p = 0,000574$), respectivamente (Tabela 2).

Gráfico 4. Resultado da comparação sazonal do número médio de micronúcleos com o controle negativo

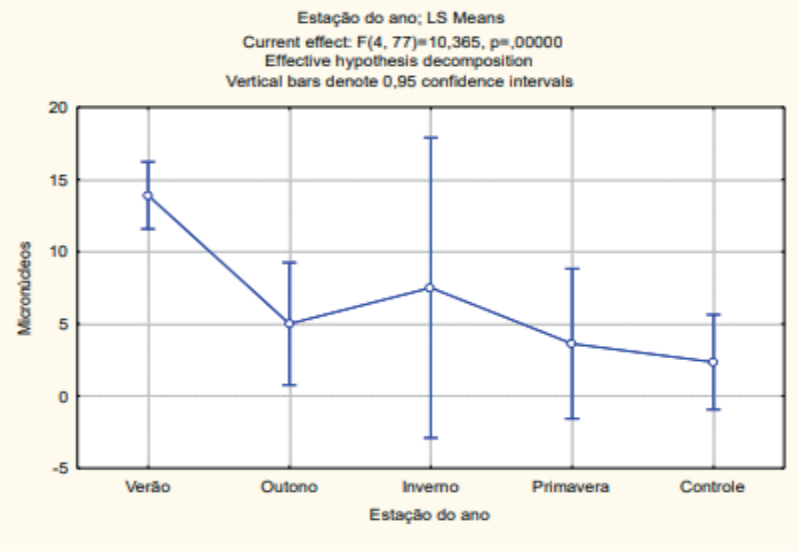


Tabela 2. Análise estatística dos micronúcleos observados nos eritrócitos de *Astyanax* spp capturados no Rio Caçador, município de Seara –SC

Estação do ano	Verão	Outono	Inverno	Primavera	Controle
Verão		0,000457	0,235296	0,000574	0,000000
Outono	0,000457		0,658806	0,684433	0,328775
Inverno	0,235296	0,658806		0,508809	0,349942
Primavera	0,000574	0,684433	0,508809		0,680936
Controle	0,000000	0,328775	0,349942	0,680936	

Esta diferença significativa do verão com o controle negativo também pode ser relacionada ao volume de precipitação ocorrido no mês de realização da coleta. Neste período a vazão do rio foi menor, permitindo que os peixes ficassem expostos por mais tempo a uma quantidade maior de substâncias mutagênicas, justificando assim a maior média de micronúcleos desta primeira coleta.

Lanhi (2006) realizou pesquisa semelhante no Rio dos Queimados, em Concórdia-SC e constatou que no mês de setembro, houve uma maior precipitação quando comparada com o volume de precipitação nas outras coletas e no mês de maior quantidade de chuvas, também identificou uma média de micronúcleos menor nos eritrócitos de *Astyanax* spp.

Na comparação entre pontos, considerando as quatro coletas, a análise de variância mostrou que existe diferença estatística significativa entre a média de micronúcleos do ponto 1 (12,43) e a média de micronúcleos do controle negativo (2,35), bem como entre a média do ponto 5 (9,76) e o controle negativo. A diferença entre o número médio de micronúcleos do

ponto 2 (2,5) e o controle negativo não se mostrou estatisticamente significativa (p = 0,001) (Gráfico 5). Analisando as médias através do teste T (Fischer), observa-se a diferença estatística significativa nos pontos 1 e 5 quando comparados com o controle (p = 0,000082 e p = 0,001816), respectivamente (Tabela 3).

Gráfico 5. Análise de variância para comparação entre número médio de micronúcleos dos pontos de coleta com controle negativo

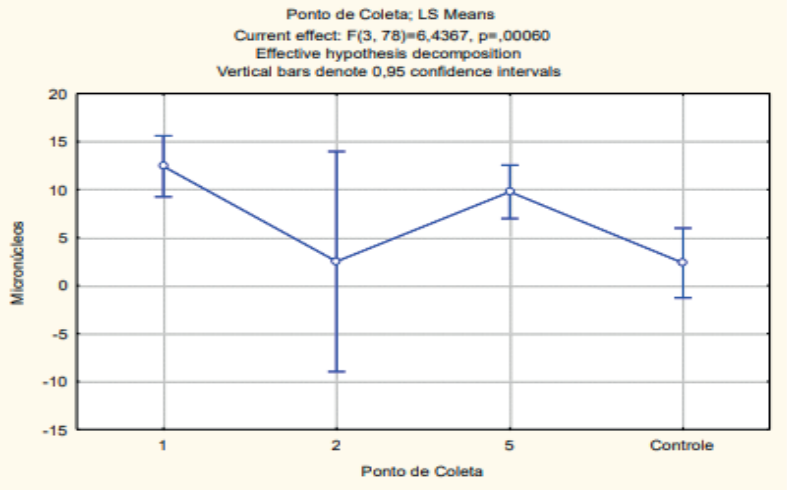


Tabela 3. Análise estatística (Teste T) para média de eritrócitos micronucleados em *Astyanax* spp. capturados no Rio Caçador, Seara-SC

Ponto de Coleta	1	2	5	Controle
1		0,100970	0,214156	**0,000082**
2	0,100970		0,224080	0,980258
5	0,214156	0,224080		**0,001816**
Controle	**0,000082**	0,980258	**0,001816**	

Estes resultados corroboram com os resultados apresentados por Lanhi (2006) onde também observou diferença estatística significativa entre os pontos de coleta do grupo experimental no Rio dos Queimados em relação a média de micronúcleos identificados no grupo controle negativo.

Utilizando peixes da espécie *Rhamdia quelen,* Kappes (2010) encontrou diferenças significativas entre os pontos amostrados no Rio do Peixe nos municípios de Joaçaba e Herval d'Oeste em Santa Catarina, em relação ao controle negativo.

De acordo com os dados obtidos, relacionados à média de micronúcleos em eritrócitos de *Astyanax* spp., pode-se constatar que o ponto 5, localizado na Linha Caçador, correspondente à foz, apresentou a maior média de micronúcleos em relação ao controle negativo, e o ponto 2, situado na estação de tratamento da CASAN apresentou a menor média em relação ao controle negativo, a qual não houve diferença significativa. No ponto 2, o número

de indivíduos foi bem inferior quando comparado com os pontos da nascente e da foz. Já no ponto 3, localizado no centro da cidade e ponto 4, localizado na Linha Bernardi, próximo à um abatedouro, não foram coletados peixes.

CONCLUSÃO

Os resultados apresentados neste trabalho contribuem para a avaliação da genotoxicidade da água do Rio Caçador de Seara - SC. Estes indicam que as águas do Rio possuem potencial mutagênico, onde em alguns pontos o índice de poluição é maior, afetando o equilíbrio natural do ecossistema e consequentemente prejudicando e impedindo a sobrevivência de determinadas espécies aquáticas.

Desta forma, acredita-se que todos os resultados levantados até o momento, indicam a real situação do Rio Caçador e que esses estudos chamam a atenção para uma ação conjunta entre a população, as autoridades e os órgãos competentes para reestabelecer a harmonia neste ecossistema.

Não há registros de outros trabalhos relacionados a genotoxicidade realizados no Rio Caçador até o momento desta pesquisa, porém em outros ecossistemas aquáticos da região, foram desenvolvidos trabalhos semelhantes que evidenciaram uma situação muito parecida à esta encontrada no Rio Caçador, como por exemplo o Rio dos Queimados, em Concórdia – SC. Portanto, estes resultados demonstram que é necessário a realização de mais pesquisas deste cunho no Rio Caçador, principalmente nestas áreas onde não foi possível realizar a avaliação da genotoxicidade por meio de micronúcleo písceo.

Portanto, os resultados obtidos revelam que o Rio Caçador possui substâncias genotóxicas capazes de provocar alterações no material genético e mais gravemente impedir a sobrevivências de espécimes em determinados pontos do seu leito.

AGRADECIMENTOS

Agradeço à Universidade do Contestado – UnC, campus Concórdia, à minha orientadora MSc. Celí Teresinha Araldi Favassa e co-orientadora Dra. Neide Armiliato pelo apoio e ensinamentos.

REFERÊNCIAS

1. BAVARESCO, P. R. Colonização do extremo oeste catarinense: contribuições para a história campesina da América Latina. **Artigo apresentado no doutorado em Ciências Sociais pela Universidade do Vale do Rio dos Sinos–UNISINOS**, 2006.

2. BERTOLETTI, E. A presunção ambiental e a ecotoxicologia aquática. **GT Águas.** Ministério Publico Federal, ano 6, nº 12, nov. 2012. Disponível em: < http://revistadasaguas.pgr.mpf.mp.br/edicoes-da-revista/edicao- atual/materias/presuncao-ambiental>. Acesso em: 13 nov. 2013.

3. CESTARI, M. M.; FERRARO, M. V.; FENOCCHIO, A. S.; MANTOVANI, M. S.; RIBEIRO, C. A. O. 2004. **Mutagenic effects of tributyltin (TBT) and inorganic lead (PbII) on the fish *H. malabaricus* as evaluated using the comet assay, piscine micronucleous and chromosome aberrations tests**. Genetics and Molecular Biology, 27 (1): 103-107.

4. GABIATTI, R. **Fauna de Odonata do Rio Caçador**, Seara-SC. 2003. 20 f. Monografia (Bacharel em Ciências Biológicas) - Universidade Comunitária Regional de Chapecó, Chapecó, 2003.

5. KAPPES, T. **Relação entre índice de qualidade de água e incidência de micronúcleos em peixes no Rio do Peixe – Joaçaba –SC,** 2010, 45 f. Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharel em Ciências Biológicas) – Graduação em Ciências Biológicas, Universidade do Oeste de Santa Catarina, Joaçaba, 2010.

6. KNIE, J. L. W.; LOPES, E. W. B. **Ensaios ecotoxicológicos:** métodos, técnicas e aplicações. Florianópolis: FATMA, 2004.

7. KRÜGER, R. A.. **Análise da toxicidade e da genotoxicidade de agrotóxicos utilizados na agricultura utilizando bioensaios com *Allium cepa*.** 2009, 58 f. Dissertação (Especialização em Qualidade Ambiental) – Programa de Pós Graduação em Qualidade Ambiental, Centro Universitário Feevale, Novo Hamburgo, 2009. Disponível em: <http://ged.feevale.br/bibvirtual/Dissertacao/DissertacaoRosangelaKruger.pdf>. Acesso em: 25 set. 2013.

8. LANHI, G. **Genotoxicidade da água do Rio dos Queimados em Concórdia-SC**. Concórdia: Universidade do Contestado, 2006, 42 f. Monografia (Graduação) – Ciências Biológicas – UnC, 2006

9. SALVADORI, D. M. F.; RIBEIRO, R. L.; FENECH, M. Teste do micronúcleo em células humanas in vitro. In: RIBEIRO, R. L.; SALVADORI, D. M. F.; MARQUES, E. K.**Mutagênese Ambiental**. Canoas: ULBRA, 2003.

10. STATISTICA. 6.0. StatSoft / TIBCO Software Inc., 2001.

11. VILLELA, I. V. Bioensaios para monitoramento de genotoxicidade ambiental. In: SILVA, Juliana da; ERDTMANN, Bernardo; HENRIQUES, João Antonio Pêgas (Org). **Genética Toxicológica.** Porto Alegre: Alcance, 2003. cap. 7. p. 147-160.

12. ÇAVAŞ, T.; ERGENE-GÖZÜKARA, S. Induction of micronuclei and nuclear abnormalities in Oreochromis niloticus following exposure to petroleum refinery and chromium processing plant effluents. **Aquatic Toxicology,** v. 74, n. 3, p. 264-271, 2005.

06

Avaliação hídrica de um reservatório na região do alto curso do Rio Piranhas

Adelania de Oliveira **Souza**
FAVENI/FSM

10.37885/210102789

RESUMO

Objetivo: Avaliar as condições hídrica para o cenário atual do reservatório Engenheiro Ávidos, a partir dos dados de série histórica para os últimos 10 anos (2010 – 2020). **Métodos:** Consistiu-se de uma revisão bibliográfica do tipo exploratória com a realização de uma fundamentação de informações em trabalhos científicos em meios eletrônicos, como livros, teses, dissertações, etc. e coleta de dados de vazões, afluência e defluência da AESA, esses dados fazem parte do controle diário de monitorização dos volumes dos açudes, sendo atualizados constantemente. **Resultados:** Assim, para o cenário atual do reservatório, o ano de 2020, apresentou uma situação estabilizada, visto que o ano atual teve boa afluência e o mesmo chegou a atingir mais de 50% da capacidade. Por conseguinte, a importância da transposição das águas do Rio São Francisco, projeto esse que beneficiaria o sertão nordestino, sendo esses municípios abastecidos, trazendo grandes benefícios sociais e econômicos para o sistema ao reduzir os problemas ocasionados pela seca. **Considerações finais:** Por fim, o estudo visa contribuir e orientar gestores e sociedade quanto à capacidade de atendimento do sistema, que mesmo apresentando um elevado volume de agua, é necessário ter consciência para fazer uso desse recurso natural.

Palavras-chave: Demanda Hídrica, Abastecimento de Cajazeiras, Reservatório Engenheiro Ávidos.

INTRODUÇÃO

A seca é um fenômeno climático que castiga a região do nordeste brasileiro, causado por insuficiência de precipitações pluviométricas. De acordo com o centro de gestão e estudos estratégicos (CGEE, 2020) o clima do Nordeste é muito influenciado pelo fenômeno El Niño e pelas temperaturas da superfície do Oceano Atlântico. Além disso, também sofre influência de frentes frias que vêm do sul e de ventos que trazem umidade do Atlântico. Em geral, as secas estão associadas ao fenômeno El Niño, o que resulta, em geral, em precipitações menores do que a média histórica na região semiárida.

Historicamente, os maiores déficits hídricos, compondo o cenário de escassez, estão presentes especialmente na porção semiárida do Nordeste. Enquanto a região amazônica detém 81% da disponibilidade hídrica nacional e representa apenas 5% da população, o semiárido nordestino concentra 35% da população brasileira com uma disponibilidade de 4% da reserva hídrica nacional (CIRILO, 2015).

Sendo caracterizada pelo baixo índice pluviométrico durante períodos prolongados, desencadeando problemas sociais, econômicos e ecológicos em uma grande parcela mundial (MOREIRA, 2016). A seca prejudica atividades como a agricultura e pecuária, as quais consistem nas principais fontes de renda dessa área.

Nesse contexto, está em evidência o semiárido paraibano, no qual está localizada uma porção da Bacia Hidrográfica do Rio Piancó-Piranhas-Açu (PPA), que apresenta irregularidade pluviométrica e altas taxas de evaporação durante o ano. A Bacia Hidrográfica do PPA está distribuída entre os estados da Paraíba e do Rio Grande do Norte. Além disso, compõe a maior bacia do Estado da Paraíba, possuindo uma extensão de 26.047,49 km² dentro deste (Agência Executiva de Gestão de Água da Paraíba - AESA,2006)

A intensificação da crise hídrica, ligada ao aumento da demanda devido ao crescimento populacional acelerado, pode gerar conflitos diante das mais diversas finalidades da água, que são usadas para irrigação, abastecimento humano, dessedentação animal, geração de energia, indústrias, mineração, aquicultura, navegação, turismo e lazer. Mediante o exposto, é revelada a necessidade de uma eficiente gestão dos recursos hídricos, procurando conservar a água e prevenindo condições futuras de racionamento e o colapso do reservatório, a fim de garantir os usos múltiplos desse recurso.

OBJETIVO

Sendo assim, a presente pesquisa tem como objetivo avaliar as condições hídrica para o cenário atual do reservatório Engenheiro Ávidos, a partir dos dados de série histórica para os últimos 10 anos (2010 – 2020).

MÉTODOS

O reservatório objeto deste estudo tem grande importância no abastecimento da cidade de Cajazeiras, Distrito de Boqueirão e beneficia o perímetro irrigado de são Gonçalo e cidades circunvizinhas. O reservatório escolhido fica localizado no município de Cajazeiras no alto sertão Paraibano, Engenheiro Ávidos, e popularmente conhecido por Açude de Boqueirão. O reservatório já enfrentou recorrentes episódios de seca, passando por um árduo período de racionamento afetando o abastecimento da cidade e dificultando outras atividades que dependem deste recurso.

Atualmente, existem diversas ferramentas que permitem a construção de modelos de simulação para auxiliar em problemas de tomada de decisão. Um deles que podem simplesmente serem de uso fácil e eficiente é o Excel, que pode ser utilizado para simulações e analise de reservatórios, auxiliando diante de problemas de gestão de alocação da água em situações de crise hídrica. Sendo assim, para simulação do cenário atual do reservatório Boqueirão empregou-se o Excel.

A pesquisa consistiu-se de uma revisão bibliográfica do tipo exploratória com a realização de uma fundamentação de informações em trabalhos científicos em meios eletrônicos, como livros, teses, dissertações, etc. e coleta de dados de vazões, afluência e defluência da AESA, esses dados fazem parte do controle diário de monitorização dos volumes dos açudes, sendo atualizados constantemente. E por fim resultados foram interpretados, mesurados e posteriormente apresentados por meios de gráficos, tabelas e uma discussão sistemática na conclusão do trabalho.

RESULTADOS

Existem vários condições e fatores que contribuem para a escassez da agua, causando a redução dos níveis dos lençóis freáticos, no qual muitas vezes tentam justificar depositando a culpa nas condições meteorológicas, não apenas em regiões semiáridas, mas também em áreas com índices elevados de recursos hídricos. Sendo assim, o problema da escassez não é apenas meteorológico, é também uma consequência da má gestão entre da oferta e demanda (FLORÊNCIO, 2006).

O cenário de simulação foi elaborado de modo que permitissem a avaliação da capacidade de atendimento do reservatório diante das atuais e futuras demandas para os diversos usos da água, levando em consideração os períodos de seca e racionamento já enfrentados.

No Cenário Atual, foi realizada uma simulação considerando os últimos 10 anos da série histórica (2010 – 2020), foram coletados dados de volume, afluência e defluência, no portal do agencia estadual AESA, conforme tabela 01 abaixo.

Tabela 01. Dados de Monitoramento do Reservatório Engenheiro Ávidos.

Dados de Monitoramento - Açude Engenheiro Avidos			
Data do registro	**Volume (%)**	**Volume (m³)**	**Afluência/Defluência (m²)**
30/09/2010	34,13	87.026.800,00	-408300
31/10/2010	31,53	80.392.590,00	-101410
30/11/2010	29,3	74.713.630,00	-304230
31/12/2010	26,99	68.831.850,00	-202820
31/01/2011	31,25	79.682.720,00	709870
28/02/2011	44,94	114.592.040,00	3350840
31/03/2011	50,96	129.935.360,00	-176360
30/06/2011	48,4	123.410.040,00	-176360
31/07/2011	46,32	118.119.240,00	-176360
31/08/2011	43,83	111.770.280,00	-352720
30/09/2011	41,39	105.536.400,00	-272200
31/10/2011	40,69	103.767.100,00	-136100
30/11/2011	38,5	98.187.000,00	-272200
31/12/2011	35,94	91.654.200,00	-272200
30/04/2012	31,89	81.310.600,00	-136100
31/05/2012	30,45	77.654.520,00	-101410
31/07/2012	27,55	70.251.590,00	-202820
31/08/2012	24,92	63.558.530,00	-202820
30/09/2012	22,51	57.390.860,00	-156730
31/10/2012	20,11	51.278.390,00	-156730
30/11/2012	18,6	47.438.505,00	-156730
24/12/2012	17,5	44.617.365,00	-156730
31/01/2013	16,28	41.508.280,00	-126280
28/02/2013	15,51	39.550.940,00	-126280
31/03/2013	17,96	45.792.840,00	1097110
31/05/2013	17,02	43.402.480,00	-63140
30/06/2013	16,08	41.003.160,00	-63140
31/07/2013	15,49	39.487.800,00	-63140
30/11/2013	12,64	32.226.700,00	-63140
27/12/2013	12,31	31.397.566,50	-51343,35
31/01/2014	11,67	29.754.578,88	-51343,36
26/02/2014	11,51	29.343.832,00	-51343,36
31/03/2014	11,61	29.600.548,80	102686,72
30/04/2014	13,93	35.509.980,00	-63140
30/05/2014	13,73	35.004.860,00	252560
30/06/2014	13,03	33.236.940,00	-63140
31/07/2014	12,54	31.974.140,00	-63140
29/09/2014	11,39	29.035.771,84	-51343,36
31/10/2014	10,8	27.546.814,40	-51343,36
30/01/2015	9,55	24.360.985,28	-50326,64
31/03/2015	10,44	26.625.684,08	100653,28
31/07/2015	9,04	23.052.492,64	-50326,64
28/08/2015	8,57	21.844.653,28	-100653,28

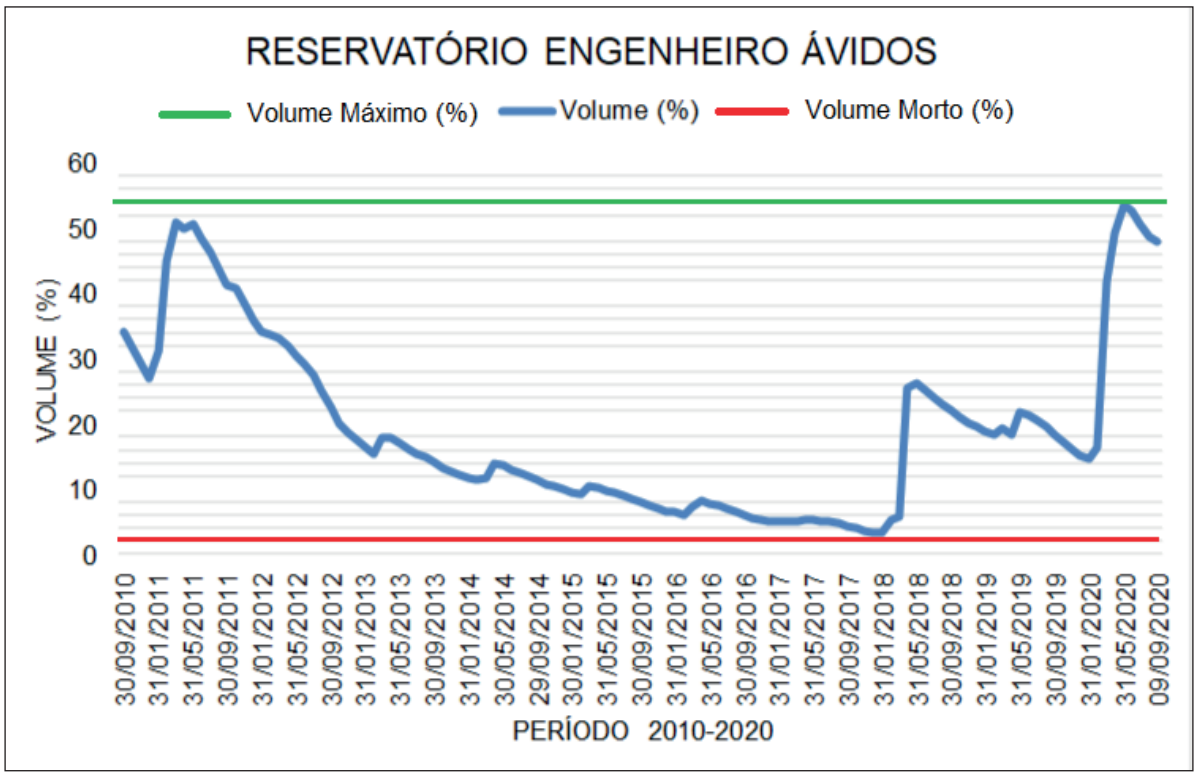
Dados de Monitoramento - Açude Engenheiro Avidos			
Data do registro	Volume (%)	Volume (m³)	Afluência/Defluência (m²)
30/09/2015	8,04	20.497.120,00	-38965
31/10/2015	7,5	19.133.345,00	-38965
30/11/2015	7,09	18.081.290,00	-38965
29/12/2015	6,57	16.756.480,00	-77930
31/01/2016	6,43	16.405.795,00	-38965
29/02/2016	6,07	15.470.635,00	-38965
31/05/2016	7,85	20.029.540,00	-38965
30/06/2016	7,49	19.094.380,00	-38965
31/07/2016	7,03	17.925.430,00	-38965
31/10/2016	5,55	14.145.825,00	-38965
30/11/2016	5,27	13.443.640,00	-16912
29/12/2016	5,05	12.885.544,00	-33824
31/01/2017	5,07	12.936.280,00	-50736
28/02/2017	5,01	12.784.072,00	16912
31/03/2017	5	12.750.248,00	-16912
31/05/2017	5,2	13.257.608,00	-16912
30/06/2017	5,06	12.902.456,00	-16912
31/10/2017	4,01	10.216.457,00	-55982
31/12/2017	3,32	8.469.279,00	-24181
31/01/2018	3,24	8.251.650,00	-24181
28/02/2018	5,27	13.443.640,00	2611381
30/03/2018	5,85	14.925.125,00	818265
31/07/2018	24,09	61.428.920,00	-101410
31/08/2018	23,15	59.036.525,00	-78365
30/09/2018	22,14	56.450.480,00	-78365
31/10/2018	21,09	53.786.070,00	-78365
30/11/2018	20,11	51.278.390,00	-156730
31/12/2018	19,59	49.946.185,00	-78365
31/01/2019	18,82	47.987.060,00	-78365
28/02/2019	18,42	46.968.315,00	-78365
31/03/2019	19,28	49.162.535,00	2115855
30/04/2019	18,24	53.550.975,00	-78365
31/05/2019	21,83	55.666.830,00	-78365
30/06/2019	21,42	62.887.459,83	-101965,49
31/08/2019	19,5	57.243.412,64	-94969,34
30/09/2019	18,45	54.163.652,00	-90690,17
31/10/2019	17,3	50.786.539,98	-86271,62
30/11/2019	16,2	47.572.516,57	-82067,43
31/12/2019	15,24	44.747.120,51	-158543,03
31/01/2020	14,76	43.342.922,41	-77229,84
31/03/2020	41,77	122.645.738,30	495236,6
30/04/2020	49,23	144.552.350,30	370708,8
31/05/2020	53,6	157.364.718,60	393630,9
30/06/2020	52,6	154.429.535,40	-194453,7

Dados de Monitoramento - Açude Engenheiro Avidos			
Data do registro	Volume (%)	Volume (m³)	Afluência/Defluência (m²)
31/07/2020	50,7	148.863.933,60	-189565,6
31/08/2020	48,73	143.073.425,10	-184292,1
09/09/2020	48,04	141.057.037,30	-182488,1

Fonte: Souza, 2020. (Elaborado a partir de dados de monitorização da AESSA)

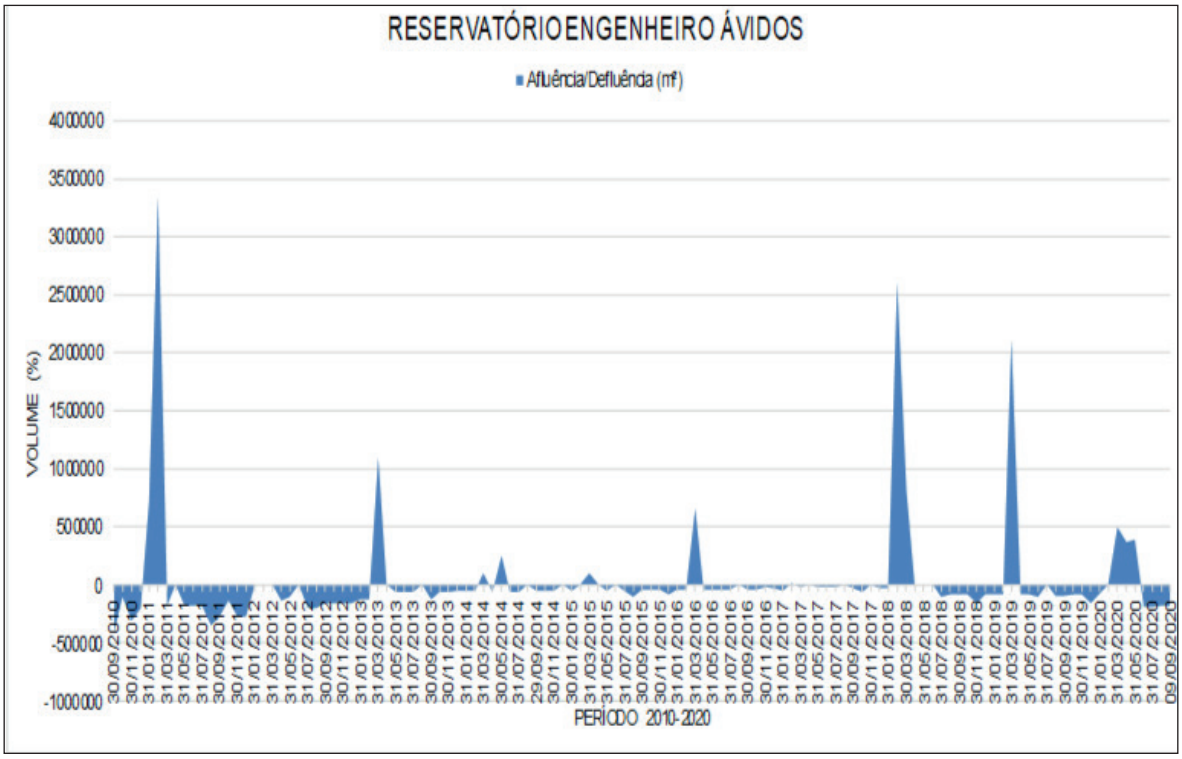
Os dados coletados foram essenciais para a construção de gráficos que nos permitiram ver o comportamento do cenário atual. O gráfico 01 mostrou o comportamento do volume de água e o gráfico 02 mostrou a afluência e defluência ocorrida no reservatório de boqueirão.

Gráfico 01. Demonstração do Cenário Atual do Reservatório Engenheiro Ávidos.



Fonte: Souza, 2020.

Gráfico 02. Comportamento de afluência e defluência no Reservatório Engenheiro Ávidos.



Fonte: Souza, 2020.

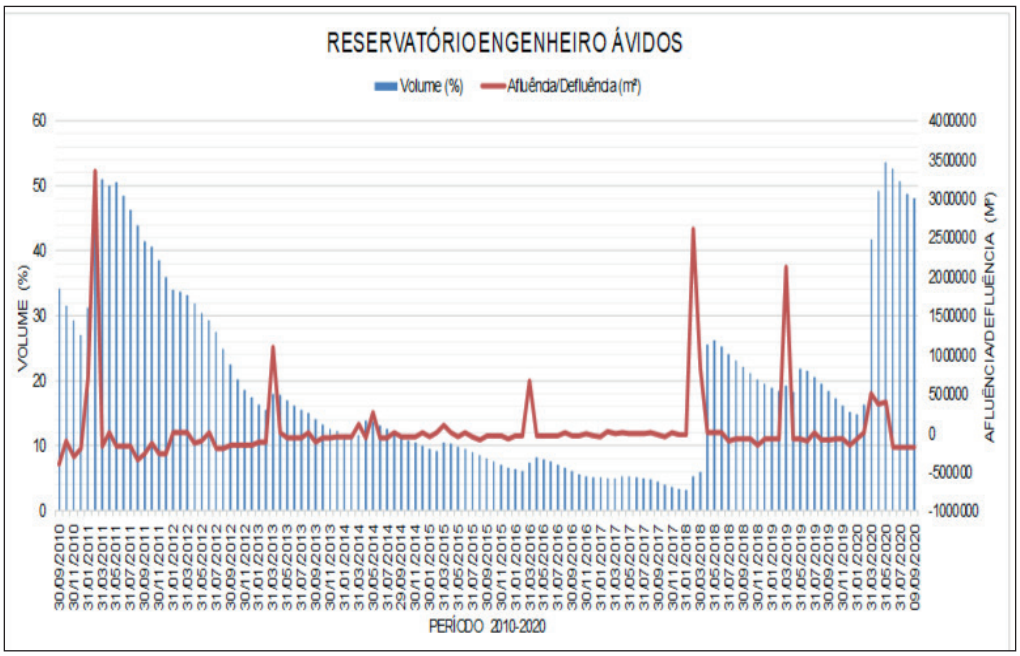
O gráfico 01 demostrou o comportamento decrescente do volume de água no reservatório principalmente no período de 2011 - 2017. O mesmo chegou a atingir o seu nível mais baixo conhecido como volume morte, em decorrência a grande estiagem de chuva ocorrida na região do nordeste. A cidade de Cajazeiras passou por um longo processo de racionamento de água, e teve esse recurso limitado apenas para o abastecimento humano e dessedentação animal, sendo proibida outras atividades com esse recurso, afim de evitar que ocorresse um colapso.

Observou-se ainda que no período de 2018 ao inicio de 2020 o reservatório recebeu vazões afluentes proveniente de precipitações na região chegando a atingir apenas 30% do seu volume, como observado no gráfico 02, recarga essa irrisória, não sendo suficiente para o reservatório sair da situação de observações ou estado critico, por ser umas das fontes mais importante da região.

Assim, para o cenário atual do reservatório, o ano de 2020, apresentou uma situação estabilizada, visto que o ano atual teve boa afluência e o mesmo chegou a atingir mais de 50% da capacidade do seu volume, conforme gráfico 01 e 02, pois o ano teve um período de chuva muito generoso, trazendo esperança a sociedade de não sofre novos racionamentos.

A seguir o gráfico 03 é uma combinação de dados de volume, afluência e defluência, para demonstração da situação atual do reservatório conforme monitorização da AESA nos últimos 10 anos

Gráfico 03. Comportamento do volume com as variações de afluência e defluência no Reservatório Engenheiro Ávidos ao longo dos 10 anos.



Fonte: Souza, 2020.

O gráfico 03, nos permitiu identificar o período mais crítico e prolongado de secas no semiárido nordestino: 2012 a 2017, sendo este um período de seis anos, o mais longo da série histórica de anos secos consecutivos. Observou-se que a predominância é de anomalias negativas, que passam a ter uma recorrência mais frequente nesse período, vindo há melhorar agora no ano de 2020.

Dessa forma, o reservatório chegou em 09 de setembro de 2020 com 48% do seu volume máximo, volume esse que permite o reservatório esteja classificado dentro da normalidade e podendo atender as suas demandas.

DISCUSSÃO

Um grande marco nacional na gestão dos recursos hídricos foi a Lei das Águas, instituída pela Lei No 9.433/1997, que instituiu a Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH), a qual estabelece instrumentos para a gestão dos recursos hídricos sob domínio federal e criou o Sistema Nacional de Gerenciamento dos Recursos Hídricos (SINGREH). Na Paraíba, território da bacia de estudo, a gestão de recursos hídricos é regulamentada pela Lei No 6.308/1996, que delineia a Política Estadual dos Recursos Hídricos da Paraíba (PARAÍBA, 1996).

A PNRH é considerada uma lei moderna que proporcionou meios de identificar conflitos pelo uso da água por meio dos planos de recursos hídricos das bacias hidrográficas e arbitrar conflitos no âmbito administrativo. Além disso, é tida como inovadora pela criação de comitês de bacias hidrográficas que permite a união dos poderes públicos, sociedade civil e

usuários na gestão dos recursos hídricos (ANA, 2018). Um dos principais fundamentos é que se prioriza o uso da água para o consumo humano e a dessedentação animal, nos casos de escassez hídrica, para que possa ser garantida a estes não somente água na quantidade necessária, como também na qualidade apropriada (BRASIL, 1997).

Na Paraíba, território da bacia de estudo, a gestão de recursos hídricos é regulamentada pela Lei No 6.308/1996, que delineia a Política Estadual dos Recursos Hídricos da Paraíba (PARAÍBA, 1996). O órgão gestor responsável pelos recursos hídricos paraibanos é a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA, criada pela Lei N° 7.779/2005, sob a forma jurídica de uma Autarquia, vinculada à Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente – SECTMA (PARAÍBA, 2005).

A AESA (2007), define a gestão dos recursos hídricos como o composto de medidas que, seguindo a legislação e normas relacionadas, regulam o uso, controlam e protegem os recursos hídricos. Dentro de suas atribuições está o gerenciamento dos recursos hídricos subterrâneos e superficiais de domínio do Estado da Paraíba, de águas originárias de bacias hidrográficas localizadas em outros Estados que lhe sejam transferidas através de obras implantadas pelo Governo Federal e, por delegação, na forma da Lei, de águas de domínio da União que ocorrem em território do Estado da Paraíba (PARAÍBA, 2005).

Na expansão e operação dos sistemas de reservatórios, deve-se levar em consideração todos os usos que serão beneficiados pelo sistema, visando erradicar conflitos que possam surgir devido à deficiência no atendimento às demandas dos usuários de determinado sistema, devendo-se avaliar sua potencialidade e determinar regras operativas de liberação de água para atender as demandas, com um grau de confiabilidade desejado (ARAGÃO, 2008).

Diante das incertezas hidrológicas, da diminuição das disponibilidades hídricas e do crescente aumento das demandas, a sustentabilidade dos reservatórios submetidos a múltiplos usos tem gerado uma grande preocupação nos últimos tempos, sendo o gerenciamento hídrico de fundamental importância para alocação de água no presente e para o não comprometimento do atendimento às demandas futuras (CASTRO e MEDEIROS, 2016).

Nesse sentido, em períodos de estiagem, é realizado o racionamento, no qual é distribuída de forma reduzida e controlada, como uma forma de economizada e conservar. Entretanto, a armazenagem dessa água nos reservatórios por períodos maiores pode acarretar em grande perda por evaporação, podendo se concretizar em uma regra de operação ineficiente (FREITAS, 2010).

CONSIDERAÇÕES FINAIS

Desenvolveu-se uma análise hídrica do cenário atual do reservatório estratégicos do Alto Piranhas e teve seu objetivo geral atingido, apresentando sua capacidade de atender as demandas atuais.

Realizou-se simulações por meio do Excel, para análise do seu volume, na qual se pôde identificar os períodos de baixos índices pluviométricos na série histórica, que coincidiram com os históricos de seca na região semiárida, auxiliando na compreensão do comportamento dos açudes ao longo das simulações e em seguida foram analisadas as afluências e defluências ao longo do período trabalhado.

Sendo assim, foi possível observar que o reservatório de Engenheiro ávidos se mostra sustentável no cenário atual, mesmo depois de ter enfrentando situação alarmante em 2017. Por conseguinte, a importância da transposição das águas do Rio São Francisco, projeto esse que beneficiaria o sertão nordestino, sendo esses municípios abastecidos, trazendo grandes benefícios sociais e econômicos para o sistema ao reduzir os problemas ocasionados pela seca.

Recomenda-se, junto a uma gestão mais eficiente nesses reservatórios, um monitoramento das vazões e evaporações realizado com mais precisão para que seja possível obter dados mais confiáveis, visto que estudos como esse são realizados com o propósito de fornecer subsídios para os gestores, para que suas decisões sejam tomadas de forma mais assertiva, sendo fundamental para regiões do semiárido que sofrem com o agravamento da escassez hídrica.

Por fim, o estudo visa contribuir e orientar gestores e sociedade quanto à capacidade de atendimento do sistema, que mesmo apresentando um elevado volume de agua, é necessário ter consciência para fazer uso desse recurso natural. Também buscar adota políticas mais seguras para o gerenciamento da operação dos reservatórios e sugere-se investir a aplicação dos Indicadores de Sustentabilidade (HASHIMOTO *et al.*, 1982) em pesquisas futuras.

REFERÊNCIAS

1. AESA – Agência executiva de Gestão das Águas. **Variação do volume: Açude Engenheiro Àvidos** Disponível em: < http://www.aesa.pb.gov.br/aesa-website/monitoramento/volume-acude/?id_acude=874>Acesso em: 07 set. 2019.

2. _____Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente - SECTMA. Agência Executiva de Gestão de Águas do Estado da Paraíba - AESA. **PERH-PB: Plano Estadual de Recursos Hídricos.** 2006. Disponível em: <http://www.aesa.pb.gov.br/aesawebsite/documentos/plano-estadual/resumo-estendido/>. Acesso em: 02 set. 2020.

3. _____Secretaria de Estado da Ciência e Tecnologia e do Meio Ambiente – SECTMA. Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba - AESA. **Gestão de recursos hídricos no Estado da Paraíba.** João Pessoa, 2007, 5p.

4. ANA. Agência Nacional de Recursos Hídricos. **Política Nacional de Recursos Hídricos.** 2018. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/>. Acesso em: 05 ago. 2020.

5. ARAGÃO, T. G. **Transposição das águas do rio São Francisco para a bacia do rio Paraíba: uma avaliação da sinergia e sustentabilidade hídrica utilizando o modelo de rede de fluxo AcquaNet.** 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Civil) – Universidade Federal de Campina Grande, Campina Grande, 2008

6. BRASIL. **Decreto-Lei nº 9.433, de 08 de janeiro de 1997**. Brasília – DF, 1997.

7. CASTRO, M. H. F. M.; MEDEIROS; J. D. F. **Sustentabilidade hídrica para o abastecimento humano do município de Pau dos Ferros-RN.** In: Anais do XIII Simpósio de Recursos Hídricos do Nordeste. Aracaju. ABRH, 2016.

8. CIRILO, J. A. **Crise hídrica: desafios e superação.** Revista USP. São Paulo. n. 106. p. 45-58. 2015.

9. CGEE – Centro de Gestão e Estudos Estratégicos. **A Questão da Água no Nordeste**. Disponível em: <http://livroaberto.ibict.br/bitstream/1/669/4/A%20quest%C3%A3o%20da%20%C3%A1gua%20no%20Nordeste.pdf>. Acesso em: 31 ago. 2020.

10. FLORÊNCIO, Maria de Lourdes (Org.). **Reuso das águas de esgoto sanitário, inclusive desenvolvimento de tecnologias de tratamento para esse fim: tratamento e utilização de esgotos sanitários**. Recife: Sermograf, 2006. 427 p.

11. FREITAS, M. A. S. **Que venha a seca: Modelos para gestão de recursos hídricos em regiões semiáridas.** 1ª ed. Rio de Janeiro: CBJE, 2010. 416p.

12. HASHIMOTO, T.; STENDINGER, J. R.; LOUCKS, D. P. **Reliability, resiliency, and vulnerability criteria for water resource system performance evaluation.** Water esources. Res., v.18, n.1, p.14- 20, 1982.

13. MOREIRA, A. A. **Análise da seca/estiagem no norte do estado de Minas Gerais a partir de dados MODIS.** Dissertação (Mestrado em Sensoriamento Remoto). Porto Alegre: Universidade Federal do Rio Grande do Sul, 2016, 124p.

14. PARAÍBA. **Lei nº 6.308, de 02 de julho de 1996.** Institui a Política Estadual de Recursos Hídricos, suas diretrizes e dá outras providências. Paraíba, PB, 1996.

15. PARAÍBA. **Lei nº 7.779, de 07 de julho de 2005.** Cria a Agência Executiva de Gestão das Águas do Estado da Paraíba – AESA e dá outras providências. Paraíba, PB, 2005.

07

Biomarcadores histológicos em *Prochilodus lacustris* (Steindachner, 1907) para avaliação de impactos ambientais em área de proteção Maranhense

Hanna Karolina Sousa Silva **Soares**
UEMA

Natália Jovita **Pereira**
UEMA

Italllo Cristian da Silva de **Oliveira**
UEMA

Denise da Silva **Sousa**
UEMA

Margareth Marques dos **Santos**
UEMA

Veronica Maria de **Oliveira**
UEMA

Ingrid Caroline Moreira **Lima**
UEMA

Débora Martins Silva **Santos**
UEMA

10.37885/210404338

RESUMO

Objetivo: Utilizar biomarcadores histológicos em *Prochilodus lacustris* para avaliar impactos ambientais em Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense. Método: As coletas de água e dos espécimes foram realizadas durante os períodos de estiagem e chuvoso, obtendo vinte e três espécimes de *P. lacustris*. Resultados: Foram encontrados coliformes totais e *Escherichia coli* com maiores densidades no período chuvoso, mas ainda assim, dentro dos padrões de resoluções ambientais brasileiras. As principais alterações encontradas no tecido branquial foram levantamento de epitélio, congestão de vasos, parasitos e aneurisma. No tecido hepático, observou-se a presença de vacuolização citoplasmática, melanomacrófagos e pigmentação biliar. Conclusão: O lago Açu apresenta baixa qualidade da água causada pelas ações antrópicas que geram consequências tanto ao ambiente quanto a biologia dos organismos, indicadas pela presença de alterações histológicas.

Palavras-chave: Alterações Histológicas, Indicadores Ambientais, Peixes, Baixada Maranhense.

INTRODUÇÃO

O ambiente aquático caracteriza-se por constituir um dos principais recursos para os seres humanos e demais seres vivos. Entretanto, têm sofrido fortes mudanças naturais e antrópicas (AYADI et al., 2015; MIRANDA, 2012).

Considerando a extrema importância da conservação e a sustentabilidade do ambiente aquático, estudos ecotoxicológicos têm sido realizados para diagnosticar os riscos que podem comprometer a sanidade e a biologia dos organismos (CARDOSO et al., 2018; CARVALHO-NETA, 2015; CASTRO et al., 2014).

Nesse contexto, o biomonitoramento é uma metodologia que possibilita diagnosticar os impactos ambientais utilizando, sobretudo, os biomarcadores (CASTRO et al., 2018; NIMET et al., 2018), os quais são considerados respostas biológicas capazes de determinar o grau de impacto na sanidade da biota (NIMET et al., 2018).

Os peixes são organismos que tendem a acumular contaminantes, que alteram suas funções vitais (OLIVEIRA et al., 2020; SILVA, 2019), e por esse motivo são comumente utilizados em estudos de biomonitoramento aquático, uma vez que indicam efeitos de contaminação aquática através de respostas biológicas em órgãos envolvidos em processos metabólicos importantes nos peixes (LINS et al., 2010; MARINS et al., 2020).

As brânquias são órgãos-alvo de contaminação aquática, pois estão em contato direto com a água. A presença de contaminantes no ambiente aquático pode ser expressa através das alterações histológicas no órgão, bem como o fígado que apresenta a função de biotransformar os contaminantes (AYADI et al., 2015; DANE; SISMAN, 2015; LINS, et al., 2010; NIMET et al., 2018; OKIHIRO et al., 2018).

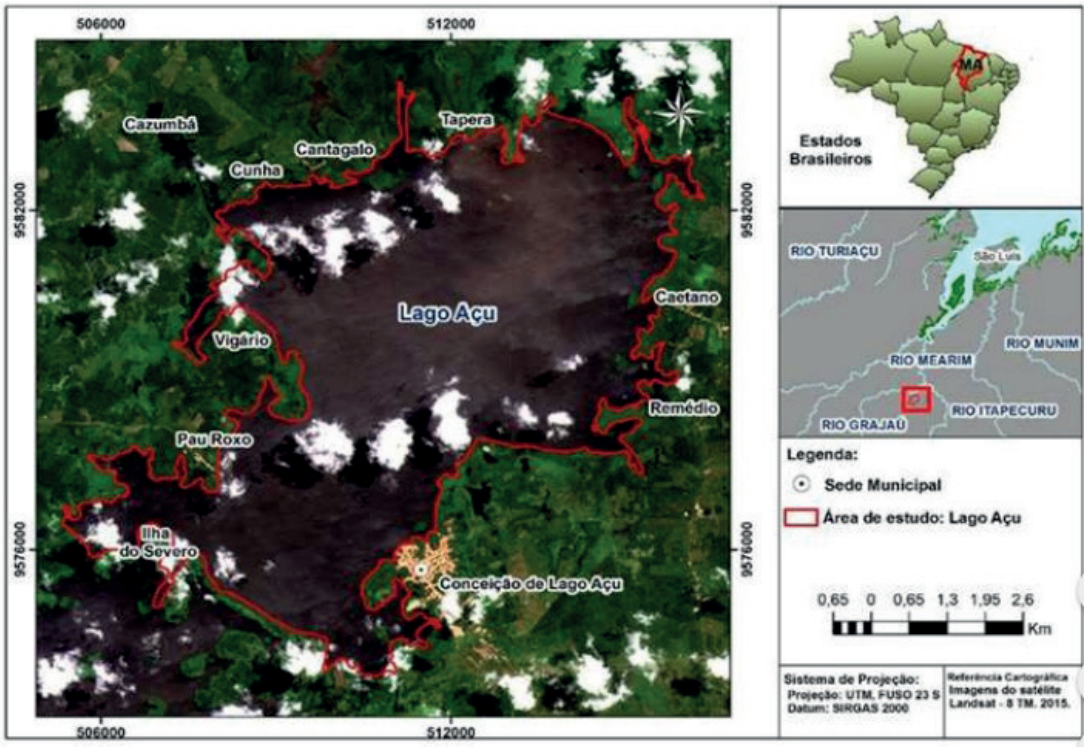
Os biomarcadores histológicos e as espécies bioindicadoras constituem uma ferramenta significativa em programas de biomonitoramento, podendo ser utilizadas na avaliação da qualidade ambiental. A espécie de peixe *Prochilodus lacustris* tem sido empregada como bioindicadora no ecossistema de lago Açu (CARDOSO et al., 2018; PEREIRA, 2020), ambiente inserido na Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, protegida internacionalmente pela Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Convenção de Ramsar) (MARANHÃO, 1991).

Apesar de sua importância enquanto área protegida nacional e internacionalmente, o lago Açu não apresenta programas de biomonitoramento sistemático que utilize bioindicadores e biomarcadores (CARDOSO et al., 2018; OLIVEIRA, 2020). Em vista disso, o objetivo do estudo foi utilizar biomarcadores histológicos em brânquias e fígado de *Prochilodus lacustris* e análise microbiológica da água para avaliar a qualidade ambiental do lago Açu.

MÉTODO

O lago Açu é o principal corpo hídrico do município de Conceição do Lago Açu Maranhão, Brasil. Está inserido na Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, sendo protegida internacionalmente pela Convenção sobre Zonas Úmidas de Importância Internacional (Convenção de Ramsar) (MARANHÃO, 1991) (Figura 1).

Figura 1. Localização do município de Conceição do Lago Açu com destaque para o lago Açu, Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense, Maranhão, Brasil.



Fonte: Cardoso et al. (2018).

A pesquisa foi aprovada pelo Comitê de Ética e Experimentação Animal da Universidade Estadual do Maranhão (n° 061/2017) e pela Secretaria do Estado do Meio Ambiente e Recursos Naturais do Maranhão (SEMA) n° 301045/17. A partir disso, foram coletados vinte e três espécimes de *Prochilodus lacustris* nos meses de setembro de 2017 e maio de 2018, configurando respectivamente, período de estiagem e chuvoso. Concomitantemente, foram coletadas três amostras de água superficial do lago em cada uma das duas coletas para análise microbiológica utilizando a técnica do Substrato Cromogênico Enzimático Colilert (MARQUEZI, 2010) e interpretadas segundo as resoluções do CONAMA n° 357/2005 e n° 430/2011 (BRASIL, 2005; 2011).

Após a coleta dos peixes, os dados biométricos de comprimento total e padrão foram aferidos em centímetros. Os espécimes foram anestesiados e eutanasiados por meio da hipotermia para remoção das brânquias e fígado. Os órgãos foram imersos em formol a 10% para fixação e em seguida seccionados com corte transversal. As brânquias foram

submetidas a descalcificação em ácido nítrico a 10% e o fígado transferido para o álcool 70%, para iniciar o processamento histológico, com banhos de álcool, xilol, impregnação e inclusão em parafina (NUNES; CINSA, 2016). Os blocos de parafina foram seccionados em micrótomo na espessura de 5μm e os cortes em lâminas histológicas foram corados com Hematoxilina e Eosina (HE).

A quantificação e classificação das alterações foram realizadas pela metodologia descrita e adaptada por Poleksic e Mitrovic–Tutundzic (1994), que consiste em classificar as alterações segundo os estágios de lesões, sendo: Estágio I – alterações normais no tecido; Estágio II – Alterações moderadas no tecido e Estágio III – alterações irreversíveis no tecido. As lesões foram avaliadas pelo Cálculo do Índice de Alteração Histológica (IAH) baseado na severidade de cada lesão. O valor do IAH é expresso através da fórmula: IAH= $1\times\sum$ I + $10\times\sum$ II + $100\times\sum$ III. Realizada a quantificação das modificações, dividiu-se o valor médio de IAH em cinco categorias: 0-10 funcionamento normal do tecido; 11-20 lesões leves para moderadas; 21-50 lesões moderadas para severas; 51-100 lesões severas e >100 danificação irreparável do tecido.

Para análise estatística dos dados, as médias do IAH branquial e hepático foram comparadas entre os períodos sazonais por meio do Teste *t* de Student com grau de significância de $p<0,05$, utilizando o programa Bioestat versão 5.0.

RESULTADOS

As análises microbiológicas mostraram tanto a presença de coliformes totais quanto *Escherichia coli* nas amostras de água analisadas durante as coletas no lago Açu (Tabela 1):

Tabela 1. Média dos Valores do número mais provável de coliformes totais e *Escherichia coli* das amostras de água coletadas em lago Açu, Maranhão, no período de estiagem (setembro/2017) e chuvoso (maio/2018).

Variável	Período de estiagem	Período chuvoso
Coliformes totais	104 NMP/100 mL	1753 NMP/100 mL
Escherichia coli	<10NMP/100 mL	21 NMP/100 mL

A média do comprimento total dos animais amostrados entre os períodos sazonais foram maiores durante o período chuvoso. A tabela 2 mostra os valores de média e desvio padrão dos comprimentos dos peixes usados nesse estudo:

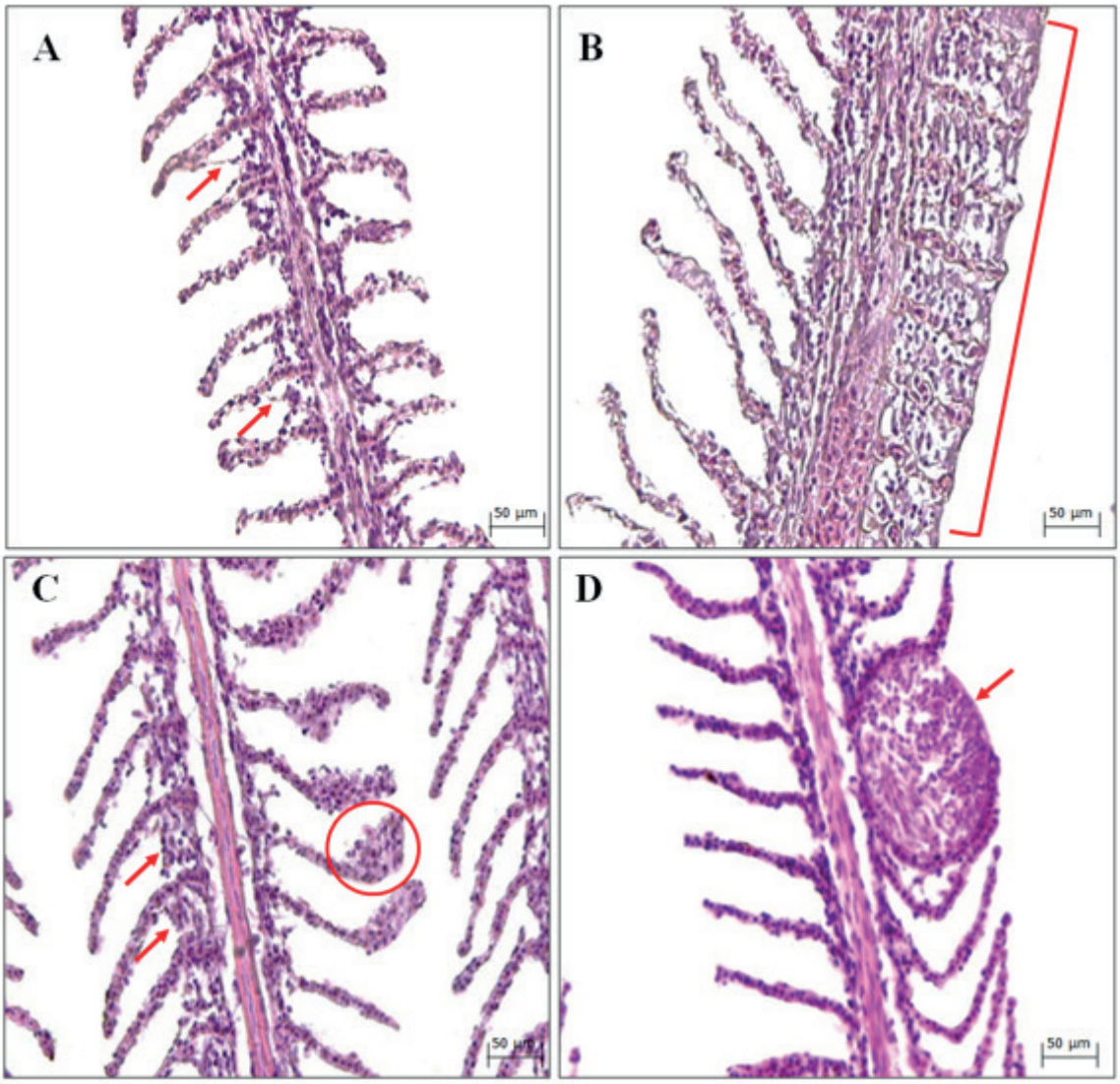
Tabela 2. Dados biométricos (média ± desvio-padrão) de espécimes de *Prochilodus lacustris* coletados no lago Açu, Maranhão, no período de estiagem (setembro/2017) e chuvoso (maio/2018).

Variável	Período de estiagem	Período chuvoso
Lt	19,5 ± 0,94	19,4 ± 3,9
Lp	16,7 ± 0,78	17,3 ± 3,7

Comprimento total (Lt) e comprimento padrão (Lp) expressos em cm

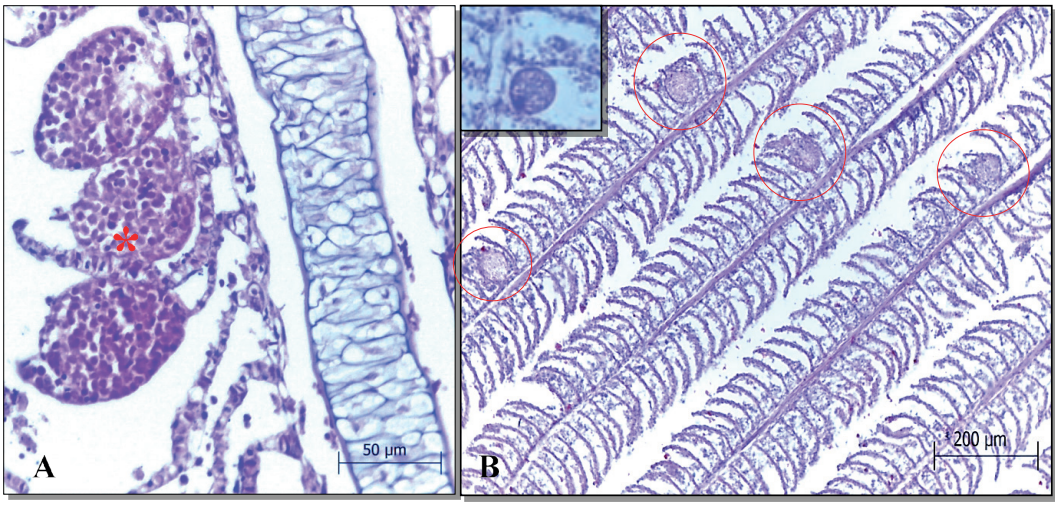
As alterações no tecido branquial foram frenquentes em ambos períodos sazonais. Entre as alterações observadas,destacam-se: 91% de congestão de vasos, 87% levantamento de epitélio, 55% hiperplasia do epitélio lamelar, 55% fusão incompleta das lamelas e 30% de aneurisma lamelar (Figura 2).

Figura 2. Fotomicrografia de brânquias de *Prochilodus lacustris* coletados no lago Açu, Conceição do Lago Açu, Maranhão. Em **A** levantamento do epitélio (setas); em **B** fusão completa de várias lamelas (barra); em **C** hiperplasia do epitélio lamelar (seta) e congestões no ápice das lamelas secundárias (círculo); em **D** aneurisma (seta). Aumento 400x. Coloração em HE.



Durante o período chuvoso, lesões como aneurismas lamelares e focos parasitários foram mais frequentes, evidenciando que 46% dos espécimes analisados, apresentavam-se com essas alterações (Figura 3).

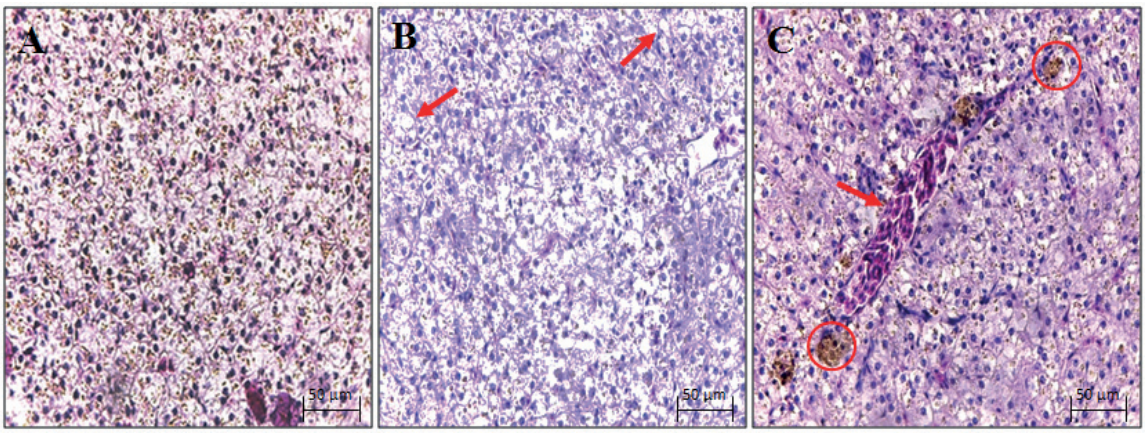
Figura 3. Fotomicrografia das alterações brânquias de *Prochilodus lacustris* coletados no lago Açu, Maranhão, durante o período chuvoso. Em **A** aneurismas (asterisco); em **B** a presença de parasitos entre as lamelas (círculos).



O IAH branquial no período de estiagem para cada indivíduo variou de 5 a 115 com média de 29, sendo classificado como lesões moderadas para severas. Já para o período chuvoso, o IAH por organismo variou de 2 a 211, e o valor médio foi de 58,6, classificado como lesões severas. Quando comparados entre si não apresentaram diferença significativa, com p = 0,2716 (>0,05).

Quanto às alterações no tecido hepático de *P. lacustris* as principais foram: 92% vacuolização citoplasmática, 90% centro de melanomacrófagos e 34% pigmentação biliar (Figura 4). Em que a vacuolização citoplasmática foi a mais frequente para os dois períodos sazonais. Outras lesões foram observadas, como a hiperemia, células sanguíneas e núcleo picnóticos.

Figura 4. Fotomicrografia das alterações hepáticas de *Prochilodus lacustris* coletados no lago Açu, Conceição do Lago Açu, Maranhão. Em **A** pigmentação biliar (pontos marrons); em **B** vacuolização nuclear; em **C** hiperemia (seta) e centros de melanomacrófagos (círculos).



O IAH por indivíduo no período de estiagem variou de 2 a 11 e a média de IAH foi 2,8, sendo classificada como funcionamento normal do tecido. Já para o período chuvoso variou de 2 a 12 e a média de IAH foi 10, também classificada como funcionamento normal do tecido. Os valores de IAH hepático dos peixes examinados mostraram que no período

chuvoso as lesões foram mais intensas, quando comparadas as do período seco, evidenciando diferença significativa entre os períodos sazonais com p=0,0079 (<0,05).

DISCUSSÃO

As análises microbiológicas da água apresentaram bactérias representadas pelo grupo de Coliformes. Apesar das altas densidade observadas durante o período chuvoso, os valores de *E. coli* atenderam os limites preconizados pela legislação do CONAMA n° 357/2005 (BRASIL, 2005) e n° 430/2011 (BRASIL, 2011). Ainda de acordo com a Resolução nº357/05 do CONAMA (BRASIL, 2005), a água do lago Açu está categorizada dentro da Classe 2 que define os padrões de qualidade da água destinadas as atividades de aquicultura e pesca; e, que utilizam os coliformes a 45º C como indicadores de contaminação fecal

A ocorrência dos coliformes totais e *E. coli* em altas densidades ocasionam risco a sanidade dos organismos aquáticos e a saúde humana, pois diminuem a qualidade da água elevando as taxas de infecções por esses patógenos (MACEDO et al., 2016; SANTOS et al., 2012). Isso sugere que o lago Açu é um receptor de efluentes domésticos fecais com presença intensa de residências próximas às margens do lago que podem ser as fontes difusas de contaminação da água por *E. coli*.

No Brasil não existe diretrizes para regulamentação de coliformes totais, mas estudos sugerem que a presença desses organismos podem ser indicativos de baixa qualidade. Logo, é importante que as autoridades façam um esforço para padronizar limites de coliformes totais, pois esse grupo pode apresentar cepas patogênicas e interferir na qualidade do ecossistemas aquáticos.

Em estudo realizado em Minas Gerais por Sá (2017), o aumento da entrada de efluentes domésticos afetou a qualidade da água, prejudicando seu valor recreativo, a qualidade da pesca e a integridade do ecossistema como um todo. De acordo com Rodrigues et al. (2019) uma das causas de desequilíbrio ambiental advém do processo inadequado de ocupação do solo e contaminação da água, que contribui de forma negativa com a qualidade dos recursos hídricos e desenvolvimento da biota aquática.

Segundo FishBase (1999) a espécie *P. lacustris* pode atingir até 32 cm de comprimento, mas, a média de comprimento dos espécimes neste estudo foi de 16,7 a 19,5 cm, corroborando com Cardoso et al. (2018) ao estudarem a mesma espécie no lago Açu. Carvalho-Neta et. al. (2014), verificaram que os dados biométricos associados às lesões histológicas podem servir de indicadores de saúde em locais impactados.

Cardoso et al. (2018) indicaram a presença de contaminantes como alumínio, chumbo, ferro, selênio e mercúrio acima dos limites estabelecidos pelas Resoluções do CONAMA (BRASIL, 2005; 2011) no lago Açu. Outros metais pesados, como arsênio, fósforo e sulfeto

foram encontrados por Pereira (2020) também acima do permitido pelo CONAMA no lago (BRASIL, 2005; 2011).

A contaminação por metais pesados no ambiente aquático deve ser investigada, pois são de fácil assimilação pela biota podendo chegar aos diversos níveis tróficos, por meio do processo de bioacumulação (CARDOSO et al., 2018; JABEEN et al., 2012; PEREIRA et al., 2014). Assim, o desenvolvimento dos espécimes *P. lacustris* pode estar sendo afetado pela constante exposição aos contaminantes, além da presença de microrganismos patogênicos na água.

Os exames histológicos dos tecidos branquiais e hepáticos dos organismos estudados demonstraram alterações em diversos estágios, indicando a presença de contaminantes no lago Açu. De acordo com Rabitto et al. (2005), Ribeiro et al. (2006) e Oliveira et al. (2019) a exposição de peixes a contaminantes pode induzir uma série alterações histológicas em vários órgãos.

As brânquias são os primeiros orgãos que estabelecem contato com os poluentes aquáticos (TKACHEVA et al. 2004; ROSSELAND et al., 2007; KHOSHNOOD, 2017) favorecendo a intensidade das lesões de estágio I, II e III observadas em *P. Lacustris*. Essas lesões podem comprometer o metabolismo dos peixes, pois esse orgão é responsável pela função respiratória nesses animais aquáticos (ISIBOR et al., 2020; SLOMAN, 2007; TERRA et al., 2008).

As alterações histológicas nos tecidos branquiais identificadas neste estudo são semelhantes aos resultados de Sá (2017) ao relacionar as alterações nas brânquias de *Pimelodus maculatus* com o ambiente contaminado e presença de parasitos.

A incidência de cistos parasitários em brânquias de *P. lacustris* durante o período chuvoso podem pontecializar a presença de hiperplasia do tecido epitelial, dos vasos sangíneos e a infiltração por leucócitos (STRZYZEWSKA; SZAREK; BABINSKA, 2016). Os parasitos podem entrar em vasos sanguíneos branquiais e causar sua obstrução, provocar lesões mecânicas e interfirir no suprimento de sangue causando processos de hiperemia e aneurismas (ANTYCHOWICZ; MATRAS, 2008; STRZYZEWSKA; SZAREK; BABINSKA, 2016).

Nos fígados de *P. lacustris* houve maior abundância de lesões de estágio I, que são classificadas como alterações normais do tecido. Durante o período chuvoso, essas lesões foram intensificadas, evidenciando diferença significativa entre o período chuvoso e de estiagem. O fígado de peixes sofre efeitos crônicos e acumulativos de contaminantes (NEVES, 2016), sendo influenciado pelo tempo de exposição, concentração, taxa de toxicidade e interação entre os contaminantes (AYAS et al., 2007), e por isso foi o órgão-alvo mais sensível à contaminação do lago Açu, apresentando diferença entre os períodos sazonais.

As alterações no tecido hepático observadas neste estudo corroboram com Neves (2017), com destaque para a ocorrência frequente (90%) de centro de melanomacrófagos, que está associado à função imunológica, uma vez que estes têm atividade fagocítica, comportando-se como a primeira linha de defesa dos organismos aos contaminantes presentes no ambiente aquático (BOLS et al., 2001; OLIVEIRA et al., 2019; TORREALBA et al., 2019).

De acordo Van der Oost et al. (2003) e Salamat e Zarie (2012) o fígado é um órgão de desintoxicação e é essencial tanto para o metabolismo quanto para a excreção de substâncias tóxicas no organismo dos peixes. Segundo Straumer et al. (2020), o fígado é um importante órgão-alvo devido ao seu grande suprimento sanguíneo, o que causa notável absorção de substâncias tóxicas.

As alterações histológicas encontradas nos peixes do lago Açu são consideradas biomarcadores de contaminação do meio aquático que ocorrem devido o contato direto a contaminantes (AYAS et al., 2007; CARROLA, 2003; GERNHÖFER et al., 2001), que podem afetar a sanidade e sobrevivência da biota aquática.

CONCLUSÃO

A avaliação microbiológica da água do lago Açu mostrou-se uma ferramenta importante para indicar a qualidade do ambiente aquático. A sensibilidade de resposta dos órgãos avaliados indica que espécie *Prochilodus lacustris* pode ser usada para estudos de biomonitoramento aquáticos em áreas degradadas. O fígado foi um órgão-alvo sensível para observar a intensidade de contaminação em relação à variação pluviométrica.

AGRADECIMENTOS

Agradecemos a Fundação de Amparo à Pesquisa e ao Desenvolvimento Científico Tecnológico do Maranhão (FAPEMA) e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Cientifico e Tecnológico (CNPq).

REFERÊNCIAS

1. ANTYCHOWICZ, J.; MATRAS, M. Histopathological examination of the gills in the diagnosis of fish diseases and water poisoning (in Polish). **Medycyna Weterynaryjna** v. 64, p. 389–394, 2008.

2. AYADI, I.; MONTEIRO, S. M.; REGAYA, I.; COIMBRA, A.; FERNANDES, F.; OLIVEIRA, M. M.; MNIF, W. Biochemical and histological changes in the liver and gills of Nile tilapia *Oreochromis niloticus* exposed to Red 195 dye. **RSC advances**, v. 5, n. 106, p. 87168-87178, 2015.

3. AYAS, Z.; EKMEKCI, G.; OZMEN, M.; YERLI, S. V. Histopathological changes in the livers and kidneys of fish in Sariyar Reservoir, Turkey. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 23, n. 2, p. 242-249, 2007.

4. BOLS, N. C.; BRUBACHER, J. L.; GANASSIN, R.C; LEE, L. E. Ecotoxicology and innate immunity in fish. **Developmental & Comparative Immunology** , v. 25, n. 8-9, pág. 853-873, 2001.

5. CARDOSO, R. L.; CARVALHO-NETA, R. N. F.; DE CASTRO, A. C. L.; FERREIRA, C. F. C.; SILVA, M. H. L.; DE JESUS AZEVEDO, J. W.; SANTOS, D. M. S. Histological and Genotoxic Biomarkers in *Prochilodus lacustris* (Pisces, Prochilodontidae) for Environmental Assessment in a Protected Area in the Northeast of Brazil. **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 101, n. 5, p. 570-579, 2018.

6. CARROLA, João Soares. **Histopatologia hepática como biomarcador da poluição em sistemas aquáticos - Bacias Hidrográficas dos Rios Douro e Ave**. 2003. Dissertação (Mestrado em Ciências Agrárias) Vila Real. UTAD, 2003.

7. CARVALHO-NETA, R. N. F..; SOUSA, D. B. P.; DE ALMEIDA, Z. D. S.; SANTOS, D. M. S.; TCHAICKA, L. A histopathological and biometric comparison between catfish (Pisces, Ariidae) from a harbor and a protected area, Brazil. **Aquatic biosystems**, v. 10, n. 1, p. 12, 2014.

8. CARVALHO-NETA, R. N. F.; PINHEIRO-SOUSA, D. B.; DE MACÊDO SOBRINHO, I. C.; HORTON, E. Y.; ALMEIDA, Z. S.; TCHAICKA, L. Parâmetros genotóxicos e hematológicos em *Colossoma macropomum* (Pisces, Serrasalmidae) como biomarcadores para avaliação de impacto ambiental em área protegida no nordeste do Brasil**. Environmental Science Pollution Research**, v. 22, n. 20, p. 15994-16003, 2015.

9. CASTRO, J. S.; SILVA, J. S.; FREITAS, L.C.; CARVALHO-NETA, R. N. F. Biomarcadores histopatológicos na espécie *Hoplias malabaricus* (Peixes, Osteichthyes, Erythrinidae) em uma Unidade de Conservação de São Luís (MA). **Arquivo Brasileiro de Medicina Veterinária e Zootecnia,** v. 66, n. 6, p. 1687-1694, 2014.

10. CASTRO, J. S.; SODRÉ, C. F. L.; SOUZA, C. B.; SOUSA, D. B. P.; CARVALHO-NETA, R. N. F. Histopathological and hematological biomarkers in tambaqui *Colossoma macropomum* (Cuvier, 1816) from an environmental protection area of Maranhão, Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 14, n. 1, 2018.

11. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 357, de 17 de março de 2005.** Brasília: Diário Oficial da União, 2005.

12. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente/Conselho Nacional do Meio Ambiente. **Resolução nº 430, de 13 de maio de 2011**. Brasília: Diário Oficial da União, 2011.

13. DANE, H.; ŞIŞMAN, T. Histopathological changes in gill and liver of Capoeta capoeta living in the Karasu River, Erzurum. **Environmental toxicology**, v. 30, n. 8, p. 904-917, 2015.

14. FishBase 1999. ***Prochilodus lacustris* Steindachner 1907**. Disponível em: <https://www.fishbase.se/summary/Prochilodus-lacustris>. Acesso em: 24 abr. 2021.

15. GERNHÖFER, M.; PAWERT, M.; SCHRAMM, M.; MÜLLER, E; TRIEBSKORN, R. Ultrastructural biomarkers as tools to characterize the health status of fish in contaminated streams. **Journal of Aquatic Ecosystem Stress and Recovery,** v. 8, n. 3-4, p. 241-260, 2001.

16. ISIBOR, P. O.; IMOOBE, T. O. T.; ENUNEKU, A. A.; AKINDUTI, P. A.; DEDEKE, G. A.; ADAGUNODO, T. A.; OBAFEMI, D. Y. Principal components and hierarchical cluster analyses of trace metals and total hydrocarbons in gills, intestines and muscles of *Clarias gariepinus* (Burchell, 1822). **Scientific Reports**, v. 10, n. 1, p. 1-15, 2020.

17. JABEEN, G.; JAVED, M.; AZMAT, H. Assessment of heavy metals in the fish collected from the river Ravi, Pakistan. **Pakistan Veterinary Journal**, v. 32, n. 1, p. 107-111, 2012.

18. KHOSHNOOD, Z. Effects of environmental pollution on fish: a short review. **Transylvanian Review of Systematical and Ecological Research**, v. 19, n. 1, p. 49, 2017.

19. LINS, J. A. P. N.; KIRSCHNIK, P. G.; QUEIROZ, V. S.; CIRIO, S. M. Uso de peixes como biomarcadores para monitoramento ambiental aquático. **Revista Acadêmica: Ciências Agrárias Ambientais**, v. 8, n. 4, p. 469-484, 2010.

20. MACEDO OLIVEIRA, K.; FONTENELES, V. R.; DE LIMA, C. E.; TEIXEIRA, S. A.; COSTA, D. M.; DA LUZ, L. E. Qualidade sanitária da água de poços artesianos do município de Picos-Piauí. **RevInter**, v. 9, n. 2, 2016.

21. MARANHÃO. **Decreto nº 11.900 de 11 de junho de 1991**. Criação da Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense. Palácio do Governo do Estado do Maranhão, em São Luís, 11 de junho de 1991.

22. MARINS, A. T.; SEVERO, E. S.; LEITEMPERGER, J. W.; CEREZER, C.; MULLER, T. E.; COSTA, M. D.; WEIMER, G. H.; BANDEIRA, N. M. G.; PRESTES, O. D.; ZANELLA, R.; LORO, V. L. Assessment of River Water Quality in an Agricultural Region of Brazil Using Biomarkers in a Native Neotropical Fish, *Astyanax* spp. (Characidae). **Bulletin of Environmental Contamination and Toxicology**. v.104 p. 575–581, 2020.

23. MARQUEZI, Marina Chiarelli. **Comparação de metodologias para a estimativa do número mais provável (NMP) de coliformes em amostras de água**. 2010. Dissertação (Mestrado em Ciência e Tecnologia de Alimentos) – Universidade de São Paulo Escola Superior de Agricultura Luiz de Queiroz, 2010.

24. MIRANDA, J. C. Ameaças aos peixes de riachos da Mata Atlântica. **Natureza online**, v. 10, n. 3, p. 136-139, 2012.

25. NEVES, Hugo Miguel Pimenta. **Estudo das alterações hepáticas e determinação da frequência de intersexo em peixes de água doce.** 2017. Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais), 2017.

26. NEVES, Mayara Pereira. **Biomarcadores histológicos em um peixe loricarideo (*Ancistrus mullerae*): relação entre uso antrópico do solo no entorno de riachos neotropicais e histopatologias mais severas.** 2017. Dissertação (Mestrado em Conservação e Manejo de Recursos Naturais) - Universidade Estadual do Oeste do Paraná, Cascavel, 2016.

27. NIMET, J.; AMORIM, J. P. A.; DELARIVA, R. L. Histopathological alterations in *Astyanax bifasciatus* (Teleostei: Characidae) correlated with land uses of surroundings of streams. **Neotropical Ichthyology**, v. 16, n. 1, 2018.

28. NUNES, C. S.; CINSA, L. A. Princípios do processamento histológico de rotina. **Revista Interdisciplinar de Estudos Experimentais-Animais e Humanos Interdisciplinary Journal of Experimental Studies**, v. 8, n. 1, 2016.

29. OKIHIRO, M. S.; MURCHELANO, R. A.; HENDRICKS, J. D.; HAWKINS, W. E.; GARDNER, G. R.; BAUMANN, P. C.; HINTON, D. E. Histopathologic biomarkers. In: **Biomarkers**. CRC Press, 2018. p. 155-210.

30. OLIVEIRA, F. G; LIROLA, J.R.; SALGADO, L. D.; MARCHI, G. H.; MELA, M.; PADIAL, A.A.; GUIMARÃES, A. T. B.; CESTARI, M. M.; ASSIS, H. C. S. Toxicological effects of anthropogenic activities in *Geophagus brasiliensis* from a coastal river of southern Brazil: A biomarker approach. **Science of The Total Environment**, v. 667, p. 371-383, 2019.

31. OLIVEIRA, I. C. S.; PEREIRA, N. J.; VALE, R. L. F; LIMA, I. C. M; SOARE, H. K. S. S; SANTOS, M. M; SANTOS, D. M. S. Teste do micronúcleo como biomarcador genotóxico em espécies nativas na avaliação da saúde do ecossistema Lago Açu, Maranhão. **Anais...** XXXI Seminário de Iniciação Científica, de 4 a 7 de novembro de 2019, São Luís, MA. – São Luís: EDUEMA, 2019. 1584 p.

32. PEREIRA, D. P. **Avaliação de impactos ambientais no Lago Açu (Área de Proteção Ambiental da Baixada Maranhense e Sítio Ramsar) com a aplicação de biomarcadores em espécies nativas**. Dissertação (Mestrado em Recursos Aquáticos e Pesca) - Universidade Estadual do Maranhão, Maranhão, 2020.

33. PEREIRA, D. P.; SANTOS, D. M. S.; NETA, A. V. C.; CRUZ, C. F.; NETA, R. N. F. C. Alterações morfológicas em brânquias de *Oreochromis niloticus* (Pisces, cichlidae) como biomarcadores de poluição aquática na Laguna da Jansen, São Luís-MA (Brasil) **Bioscience Journal**, v. 30, n. 4, 2014.

34. POLEKSIC, V.; MITROVIC-TUTUNDZIC, V. Fish gills as a monitor of sublethal and chronic effects of pollution. In: MULLER, R.; LLOYD, R. **Sblethal and chronic effects of pollutants on freshwater fish**. Oxford: Fishing News Books, 1994. Cap. 30, p. 339-352.

35. RABITTO, I. S.; COSTA, J. A.; DE ASSIS, H. S.; PELLETIER, E.; AKAISHI, F. M.; ANJOS, A.; RIBEIRO, C. O. Effects of dietary Pb (II) and tributyltin on neotropical fish, *Hoplias malabaricus*: histopathological and biochemical findings. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 60, n. 2, p. 147-156, 2005.

36. RIBEIRO, C. O.; NETO, F. F.; MELA, M.; SILVA, P. H.; RANDI, M. A. F.; RABITTO, I. S.; PELLETIER, E. Hematological findings in neotropical fish *Hoplias malabaricus* exposed to subchronic and dietary doses of methylmercury, inorganic lead, and tributyltin chloride. **Environmental Research**, v. 101, n. 1, p. 74-80, 2006.

37. RODRIGUES, B. M.; OSCO, L. P.; ANTUNES, P. A.; RAMOS, A. P. M. Avaliação da influência do uso e cobertura da terra na qualidade das águas superficiais da bacia hidrográfica do rio Pirapozinho (SP). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 12, n. 3, p. 738-753, 2019.

38. ROSSELAND, B. O.; ROGNERUD, S.; COLLEN, P.; GRIMALT, J. O.; VIVES, I.; MASSABUAU, J. C.; PIÑA, B. Brown trout in Lochnagar: population and contamination by metals and organic micropollutants. In: **Lochnagar: The Natural History of a Mountain Lake**. Springer, Dordrecht, 2007. p. 253-285.

39. SÁ, O. R. Avaliação da qualidade da água no reservatório UHE Furnas-MG, utilizando as brânquias de *Pimelodus maculatus* (LACÈPÉDE, 1803) como biomarcador de poluição ambiental. **Revista Ciência Et Praxis**, v. 1, n. 01, p. 15-20, 2017.

40. SALAMAT, N.; ZARIE, M. Using of fish pathological alterations to assess aquatic pollution: a review. **World Journal of Fish and Marine Sciences**, v. 4, n. 3, p. 223-231, 2012.

41. SANTOS, D. M. S.; CRUZ, C. F.; PEREIRA, D. P.; ALVES, L. M. C.; DE MORAES, F. R. Microbiological water quality and gill histopathology of fish from fish farming in Itapecuru-Mirim County, Maranhão State. **Acta Scientiarum: Biological Sciences**, p. 199-205, 2012.

42. SILVA, J. G. D. **Avaliação genotóxica e mutagênica em Tilápia do Nilo (***Oreochromis niloticus***) das águas do Rio Capibaribe, Pernambuco, Brasil.** 2019. Tese (Doutorado em Bioquímica e Fisiologia) - Universidade Federal de Pernambuco, Recife, 2019.

43. SLOMAN, K. A. Effects of trace metals on salmonid fish: The role of social hierarchies. **Applied Animal Behaviour Science** v. 104, n. 3-4, p. 326-345, 2007.

44. STRAUMER, K.; KRAUGERUD, M.; FEIST, S. W.; AHVO, A.; LEHTONEN, K.; LASTUMÄKI, A.; LANG, T. The use of Atlantic hagfish (*Myxine glutinosa*) as a bioindicator species for studies on effects of dumped chemical warfare agents in the Skagerrak. 1: Liver histopathology. **Marine Environmental Research**, v. 161, p. 105046, 2020.

45. TERRA, B. F.; ARAÚJO, F. G.; CALZA, C. F.; LOPES, R. T.; TEIXEIRA, T. Heavy metal in tissues of three fish species from different trophic levels in a tropical Brazilian river**. Water, Air, and Soil Pollution** v. 187, n. 1-4, p. 275-284, 2008.

46. TKATCHEVA, V.; HYVÄRINEN, H.; KUKKONEN, J.; RYZHKOV, L. P.; HOLOPAINEN, I. J. Toxic effects of mining effluents on fish gills in a subarctic lake system in NW Russia. **Ecotoxicology and Environmental Safety**, v. 57, n. 3, p. 278-289, 2004.

47. TORREALBA, D.; MORE-BAYONA, J. A.; WAKARUK, J.; BARREDA, D. R. Innate immunity provides biomarkers of health for teleosts exposed to nanoparticles. **Frontiers in Immunology** , v. 9, p. 3074, 2019.

48. VAN DER OOST, R.; BEYER, J.; VERMEULEN, N. P. Fish bioaccumulation and biomarkers in environmental risk assessment: a review. **Environmental Toxicology and Pharmacology**, v. 13, n. 2, p. 57-149, 2003.

08

Brazilian atlantic forest carbon stocks undergoing active restoration after bauxite mining exploration: a Trait-Based Approach

Diego **Balestrin**
UFV

Sebastião Venâncio **Martins**
UFV

Pedro Manuel **Villa**
UFV

Luiz Henrique Elias **Cosimo**
UFV

Wesley da Silva **Fonseca**
UFV

10.37885/210404405

ABSTRACT

Background: Tropical forests are important carbon sinks at the global scale and play a fundamental role in global climate regulation. **Aim:** We evaluated the tree species diversity and dominance patterns in stem and carbon stocks in a Brazilian Atlantic forest restored after bauxite mining exploration in Minas Gerais-Brazil. **Methods:** Aboveground carbon was estimated for a permanent 1 ha forest restored after 14 years, measuring all trees with a circumference at breast height (CBH)≥15 cm, planted during restoration. We studied species richness, community composition and stem and carbon dominant species based on two categorical functional attributes (successional strategy and dispersal syndrome). **Results:** The restored forest obtained a high carbon accumulation (~58 Mg ha-1), between two and three times more than second growth forests with the same or more time for natural regeneration, when compared with other restored areas. The restored forest presented carbon dominance, with ~7.5% of the tree species of the community representing 50% of the total aboveground carbon (AGC). **Conclusion:** Anemochoric and zoochoric species presented a similar pattern of carbon dominance, while the initial second-growth species presented a higher carbon storage capacity than the pioneer species. Our findings stress the importance of analysing the relative contributions of species to ecosystem. This study shows that the forest restoration post bauxite mining in the Zona da Mata region, has contributed to high carbon accumulation.

Keywords: Forest Restoration, Carbon Dominance, Dispersal Syndrome, Ecosystem Functioning, Successional Strategy.

INTRODUCTION

Tropical forests are home to half of the earth's biodiversity. They are important reservoirs of terrestrial carbon and play a fundamental role in global climate regulation (MITCHARD et al., 2018). However, land-use changes have caused large-scale deforestation and forest degradation in the tropics, significantly contributing to increased carbon emissions (MITCHARD et al., 2018). These current tendencies have a considerable impact on the role of tropical forests as carbon sinks in the long term (BRIENEN et al., 2015). In this context, restoration initiatives are becoming increasingly important and have called for unprecedented levels of forest restoration to counteract decades of rapid deforestation.

The active restoration consists of the implementation of management techniques such as direct planting of seeds or tree seedlings or the transposition of seed banks from old-growth forests (e.g. SSEKUUBWA et al., 2019), while the passive restoration (natural succession) consists of the management of permanent areas to promote the recovery of diversity, structure and functions (CHAZDON et al., 2016; POORTER et al., 2019; ROZENDAAL et al., 2019). Both methods can be important and complementary to an integrated management plan and to forest management for restoration purposes (MARTINS, 2018; SSEKUUBWA et al., 2019). However, more research is needed to understand the effects of restoration methods on tree species richness and ecosystem functioning in tropical forests undergoing restoration.

Recent studies have demonstrated the importance of linking ecosystem functioning and tree species diversity in various tropical forests, where some dominant species (i.e. higher basal area) are the most representative species in ecosystem processes (e.g. BASTIN et al., 2015; FAUSET et al., 2015; RODRIGUES et al., 2019a). This phenomenon of a disproportionate influence of a small number of species on ecosystem functioning is also called "hyperdominance" (e.g. BASTIN et al., 2015; RODRIGUES et al., 2019a) and has been applied to describe the relative contribution to ecosystem services, such as biomass and carbon storage at regional and fine scales (FAUSET et al., 2015; RODRIGUES et al., 2019a). For instance, a small number of species of tropical forests can be responsible for more than 50% of the total regional biomass production (BASTIN et al., 2015; FAUSET et al., 2015), also in the fine scale (RODRIGUES et al. 2019a). However, little is known about the ecosystem functioning distribution of dominant species during restoration (i.e. carbon stock acquisition), especially on a fine scale in tropical forests.

The maintenance of the carbon stock in forest biomass depends on the tree functional attributes (POORTER et al., 2015; CHAZDON et al., 2016), which can determine the natural regeneration trajectory of second-growth forests after disturbance (ARROYO-RODRÍGUEZ et al., 2015; POORTER et al., 2019). These changes during restoration can be evaluated using functional attributes associated with regeneration (e.g. POORTER et al., 2017;

2019), such as seed dispersal syndrome and regeneration strategies (SANTOS-SILVA et al., 2016). In this sense, there is strong evidence that during the early stages of tropical forest succession, light-demanding pioneer species dominate (VILLA et al., 2018a, 2019) along with non-zoochoric pioneer species (TABARELLI et al., 2012). Along the succession, the pioneer species are gradually replaced by shade-tolerant species due to decreasing light in the understory (CHAZDON, 2014; VILLA et al., 2018a; POORTER et al., 2019). The frequency of the occurrence of non-zoochoric species also decreases, while the dominance of zoochoric species increases along succession (e.g. LIEBSCH et al., 2008). Considering species dominance and their relative contribution to ecosystem services based on functional attributes can be an important approach in forest restoration, mainly in human-modified and threatened tropical forests.

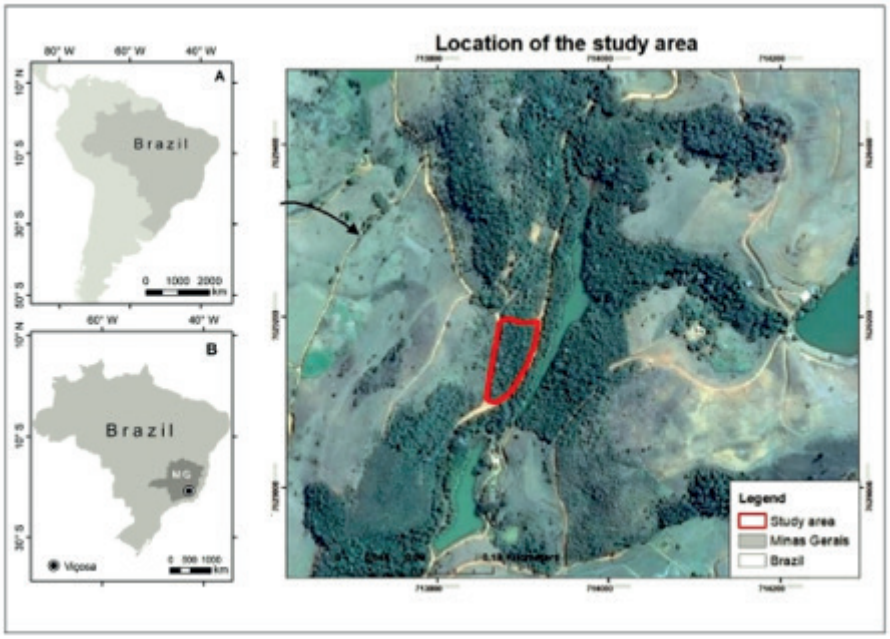
The Brazilian Atlantic Forest domain has one of the richest biodiversity and is the most endangered ecosystem in the world, with approximately only 10% of old-growth forests preserved (SCARANO; CEOTTO 2015). Land use changes throughout human history resulted in highly fragmented Atlantic forest landscapes, mainly composed of small fragments at different successional stages (SCARANO; CEOTTO 2015). Thus, in this study, we evaluated tree species diversity and dominant species patterns in a Brazilian Atlantic forest restored after bauxite mining in the state of Minas Gerais, south-eastern Brazil.

MATERIAL AND METHODS

Study area

The study was conducted in a seasonal semideciduous Atlantic forest fragment at Descoberto municipality (21º25'35" S and 42º56'08" W), Minas Gerais state, southeastern Brazil (Figure 1).

Figure 1. Location of the study area in relation to South America (A), the state of Minas Gerais, Brazil (B), and the forest fragment, Descoberto municipality, Minas Gerais state, southeastern Brazil (C). Adapted from Balestrin et al. (2019)



The study area has a moderate humid tropical climate, with a dry season from May to September and a wet season between December and March. Mean annual relative humidity is ca. 80%, mean annual air temperature is 19ºC and mean annual precipitation is 1,340 mm. The study area is located at an elevation between 283 and 1,381 m, and the relief varies from strongly undulating to mountainous. The site is characterised by two dominant soil classes, Ferralsols and Cambisols.

This study was conducted in a small restoration area established after bauxite exploitation by the Brazilian Company of Aluminum (CBA). The study site covers an area of 1 hectare, and restoration activities started by the planting of seedlings in 2003; the current study was carried out 14 years later in 2017. Generally, bauxite mining is done in small areas (less than 5 ha) as ore deposits mainly occur on hilltops. Prior to mining, the soil surface (fertile layer) was removed, and the material was deposited in a nearby area to be reused afterwards, making use of the inherent soil characteristics (organic matter, seed bank, microorganisms, fertility) and, consequently, facilitating and accelerating the restoration process (GOLOS; DIXON, 2014).

After cessation of the mining process, different techniques to restore these areas have been developed and applied to forest restoration (prior to seedling planting). Here, we highlight the main ones: 1) topographic reconstruction (ground levelling and the use of contour lines to stabilise the terrain); 2) reuse of the surface layer (fertile layer) previously removed before mining; 3) correction of the soil acidity and phosphate fertilisation in the entire area (to improve soil chemical properties); 4) ant control to reduce damages to planted seedlings. Native woody species were used for active forest restoration.

Forest inventory and data collection

The 1-ha (100 × 100 m) sampling area was sub-divided into 100 sampling plots of 10 × 10 m. Within each plot, all trees with a circumference at breast height (CBH) ≥ 15 cm were identified to the species level and tagged for tree height measurement using a laser tape measurer. All individuals were identified using specialised literature, through consultation with the Herbarium of the *Universidade Federal de Viçosa* or by taxonomists. The Angiosperm Phylogeny Group IV (APG IV, 2016) was used for taxon classification.

Functional attributes

We classified all species according to their functional attributes associated with forest regeneration. Each functional attribute was divided into three groups according to previous studies (e.g. TABARELLI; PERES, 2002; SANTO-SILVA et al., 2016): for dispersal syndrome, we separated trees into anemochoric (i.e. dispersed abiotically), autochoric (self-dispersal) and zoochoric species (i.e. dispersed by animals). For successional regeneration strategy, we classified species as pioneer, early secondary and late secondary species (ROZENDAAL; CHAZDON, 2015). Thus, the species were classified into successional categories (SC) for second-growth forests into: pioneers (P); early secondary (ES); late secondary (LS). Considering the dispersal syndrome (DS), the species were classified into: dispersal by animals (ZOO); dispersal by wind (ANE); self-dispersal (AUTO). Finally, we selected tree height and wood density to compare successional strategies and dispersal syndromes. Previous studies have used tree height and wood density as functional attributes (SANTO-SILVA et al., 2016).

Estimation of aboveground carbon

Aboveground carbon (AGC) was estimated from the initial calculations of aboveground biomass (AGB). We calculated the AGB of individual stems using a general allometric equation, based on tree DBH (cm), height (H, m) and wood density (ρ, g cm^{-3}) (CHAVE et al., 2014). We used Neotropical data from the Global Wood Density Database to obtain the wood density of each species, using genus or family averages whenever species-level information was not available. Tree height was measured with a laser tape. The AGB was calculated as follows:

$$AGB = 0.0673\ (\rho \times DBH^2 \times H)^{0.976}$$

The total AGB per plot was the sum of the AGBs of all trees with a DBH ≥ 10 cm, which was then converted into megagrams per hectare (Mg ha^{-1}) (Rodrigues et al. 2019a, 2019b). Species-level biomass was calculated as the sum of the biomass of all stems from a given

species. Finally, AGC storage was calculated by multiplying AGB with a conversion factor of 0.5, assuming that 50% of the total tree biomass is carbon (ALI et al., 2016).

Data analysis

All analyses were carried out in the R Environment (R Core Team 2018). Species richness was evaluated using individual-based rarefaction and extrapolation curves, which were constructed using the first (species richness, q = 0) Hill number (CHAO et al., 2014) using the 'iNEXT' package (HSIEH et al., 2016). Rarefaction was estimated as the mean of 100 replicate bootstrapping runs to estimate 95% confidence intervals. Whenever the 95% confidence intervals did not overlap, species numbers differed significantly at $P < 0.05$ (COLWELL et al., 2012).

Non-metric multidimensional scaling (NMDS), an analysis to evaluate community composition differences among functional groups by using the Euclidean distance, were applied in the "*vegan*" package (OKSANEN et al., 2017). In addition, we performed permutational multivariate analysis of variance using distance matrices (PERMANOVA, 9,999 permutations) to determine differences in species composition by functional groups, using the "*vegan*" package (OKSANEN et al., 2017).

Structural attributes (height and wood density) and aboveground carbon as variables were checked for normal distribution. Thus, we tested homogeneity of variances by Bartlett´s test, QQ-plots and histograms of residuals to assess normality, using the "*dplyr*" package (CRAWLEY, 2013; HADLEY et al., 2018). To compare means of the variables (i.e. wood density, tree height) among functional attributes, we used the Kruskal-Wallis test (for non--normally distributed data), followed by a posterior Dunn test (DINNO, 2017). We also used one-way ANOVA to compare means of aboveground carbon (for normally distributed data), followed by a posterior Tukey test (CRAWLEY, 2013). All these analyses were performed with the "*stats*" and "*dunn.test*" packages (DINNO, 2017).

According to Rodrigues et al. (2019), we evaluated the number of stem-dominant and carbon-dominant species in the study area. In this sense, we considered as 'carbon dominants' the species that accumulated 50% of the total carbon when ranked by decreasing order of contribution to the total AGC and as 'stem dominants' the species that accumulated 50% of the total number of individuals in the tree community (BASTIN et al., 2015; FAUSET et al., 2015; RODRIGUES et al., 2019). However, since the same stem-dominant species are not the same as the carbon-dominant species, because species may differ in their contribution to ecosystem functioning (RODRIGUES et al., 2019), we estimated the maximum number of species required to account for 50% of carbon in the study area.

Finally, we tested the main effects of species richness on aboveground carbon via covariance analysis (ANCOVA). Predictor variables were grouped into three categories, i.e. species richness (continuous explanatory variable), dispersal syndrome and successional regeneration strategy (categorical explanatory variable). The dispersal syndrome included three levels (i.e. anemochoric, autochoric and zoochoric species), and the successional regeneration strategy also had three levels (pioneer, early secondary and late secondary species). For graphics illustration we used the package 'ggplot2' (HADLEY, 2015).

RESULTS AND DISCUSSION

Results

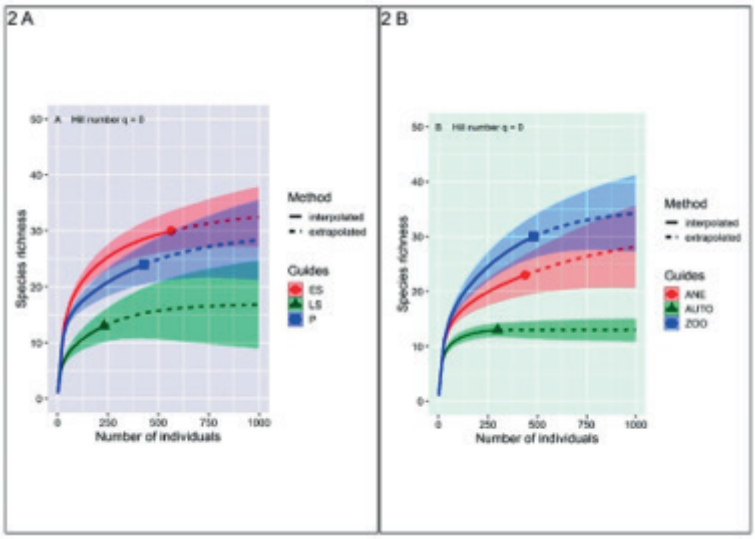
A total of 1,664 trees, classified into 65 species, were recorded in the forest 14 years after active restoration. We observed 668 trees of 29 zoochoric species, 622 trees of 22 anemochoric species and 349 trees of 12 autochoric species. Further, there were 855 trees of 29 early secondary species, 535 trees of 24 pioneer species and 258 trees of 12 late secondary species (Table 1). We found a predominance of early secondary (~83.3% of the total community) and zoochoric species (~81.1% of the total community).

Table 1. Carbon dominant species (cumulating up to 50% of total community AGC) for the two functional groups: 1) successional strategies (A), such as early secondary (ES); late secondary (LS); Pioneer (P); and 2) dispersal syndromes (B), such as zoochory (ZOO); anemochory (ANE); autochory (AUTO).

Species	Syndrome	Strategy	AGB (Mg ha^{-1})	AGB (Mg ha^{-1}) Cumulated	% AGB/ species	% AGB cumulated
Inga vera	ZOO	ES	8.325	14.405	8.325	14.405
Anadenanthera peregrina	ANE	ES	8.313	14.385	16.638	28.790
Piptocarpha macropoda	ANE	P	4.486	7.762	21.124	36.552
Croton urucurana	AUTO	P	4.164	7.205	25.288	43.757
Cecropia hololeuca	ZOO	P	4.018	6.952	29.306	50.709
Piptadenia gonoacantha	ANE	ES	3.665	6.341	32.970	57.050
Senna multijuga	AUTO	ES	3.134	5.423	36.104	62.474
Hymenaea courbaril	ZOO	LS	2.201	3.808	38.305	66.281
Schizolobium parahyba	ANE	P	2.106	3.644	40.411	69.925
Cassia grandis	AUTO	ES	2.073	3.587	42.484	73.513
Peltophorum dubium	ANE	ES	1.743	3.016	44.227	76.529

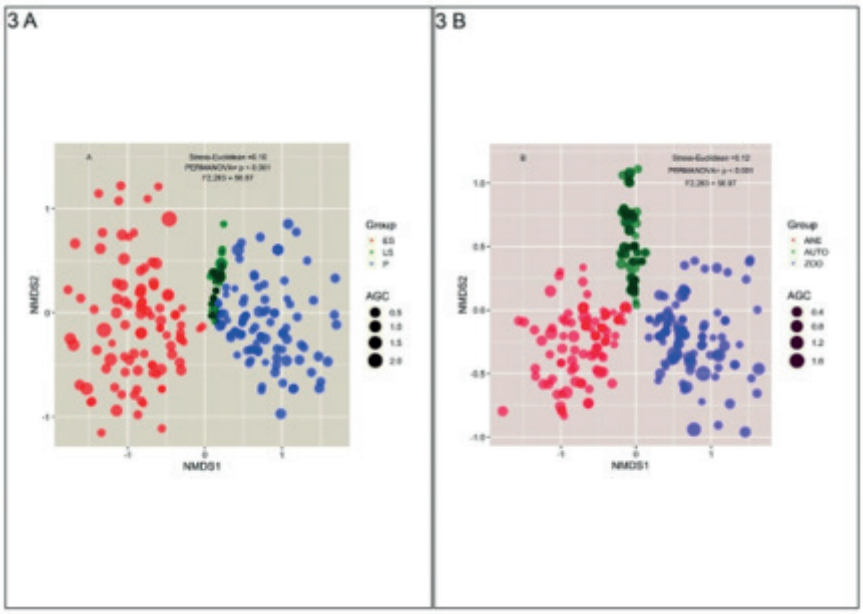
We found significant differences between the species richness patterns of the different functional attribute groups using individual-based rarefaction and extrapolation curves (Figure 2).

Figure 2. Individual-based rarefaction (solid line) and extrapolation curves (dashed lines) of woody species richness for the two functional groups: 1) successional strategies (A), such as early secondary (ES); late secondary (LS); pioneer (P); and 2) dispersal syndromes (B), such as zoochory (ZOO); anemochory (ANE); autochory (AUTO). Rarefaction and extrapolation curves present the lines that represent the mean values and the bands the standard deviation with 95% confidence intervals.



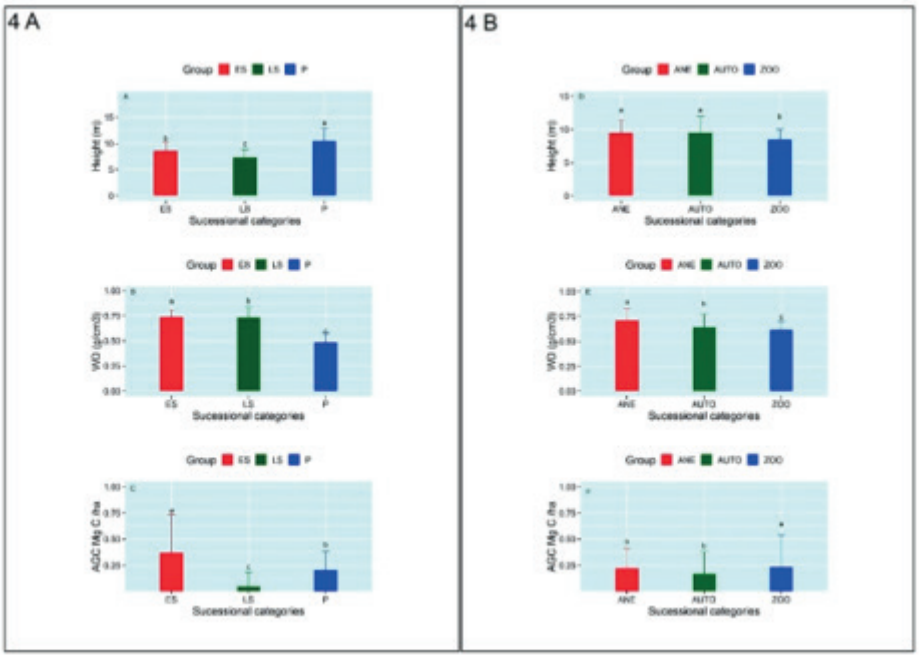
The rarefaction and extrapolation curves showed that groups early secondary and zoochory functional attributes presented the highest number of accumulated individuals and species richness. However, the early secondary and autochoric species rapidly achieved an asymptote of rarefaction curves (Figure 2). The NMDS revealed that tree species composition varied considerably among functional attribute groups (Figure 3).

Figure 3. Non-metric multidimensional scaling based on species composition according to aboveground carbon gradient (circles sizes) and the two functional groups: 1) successional strategies (A), such as early secondary (ES); late secondary (LS); Pioneer (P); and 2) dispersal syndromes (B), such as zoochory (ZOO); anemochory (ANE); autochory (AUTO), within 1-ha permanent plots in the Atlantic Forest, Minas Gerais, Brazil.



Community structural attributes (height and wood density) and aboveground carbon showed differences among species by successional strategies and dispersal syndrome groups (Figure 4). Tree height showed differences among successional strategies ($\chi^2 = 93.03$, df = 2, $p < 0.001$) and dispersal syndromes ($\chi^2 = 15.04$, df = 2, $p < 0.001$). The WD showed differences among successional strategies ($\chi^2 = 172.20$, df = 2, $p < 0.001$) and dispersal syndromes ($\chi^2 = 38.26$, df = 2, $p < 0.01$), and the AGC showed differences among successional strategies (ANOVA, $p < 0.05$) and dispersal syndromes (ANOVA, $p < 0.05$).

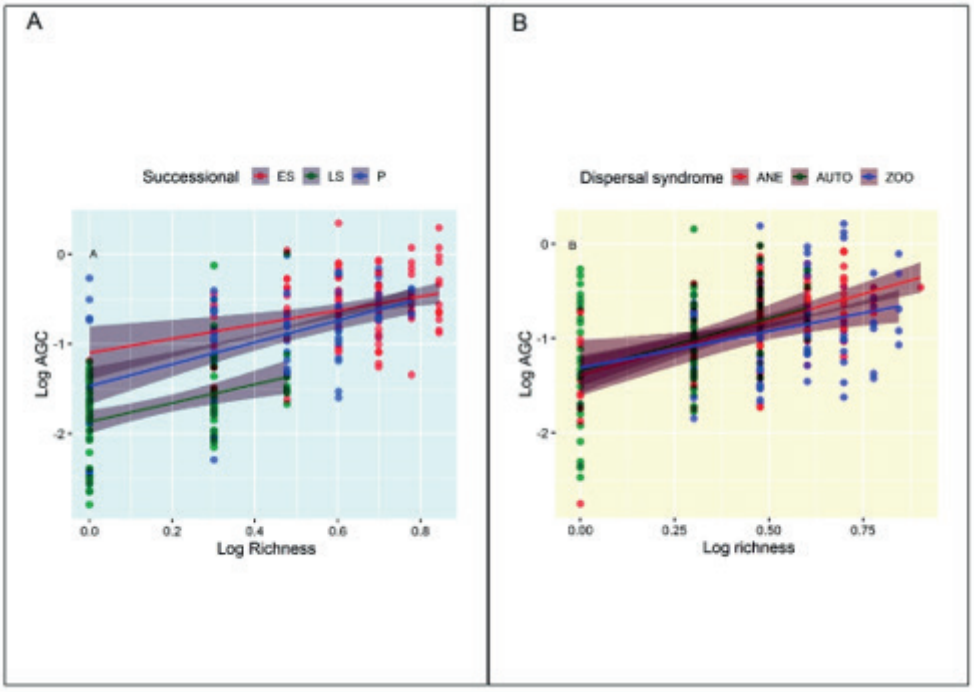
Figure 4. Differences in tree height, wood density and aboveground carbon for the two functional groups: 1) successional strategies (A), such as early secondary (ES); late secondary (LS); Pioneer (P); and 2) dispersal syndromes (B), such as zoochory (ZOO); anemochory (ANE); autochory (AUTO). Different letters indicate significant differences (Dunn´s test, P < 0.05) among the sampled plots and the error bars show the variance within each category.



Overall, the restored forest stored 57.79 Mg carbon ha^{-1}. The highest AGC storage was found for early secondary species (33 Mg ha^{-1}), followed by pioneer species (20.87 Mg ha^{-1}) and late secondary species (3.70 Mg ha^{-1}). In terms of dispersal syndromes, the highest AGC storage was observed in zoochoric species (23.40 Mg ha^{-1}), followed by anemochoric (19.30 Mg ha^{-1}) and autochoric species (14.80 Mg ha^{-1}). In addition, we found five species (7.5% of the total community) accounting for 50.7% of the total AGC in the regenerated site (Table 1), with different successional strategies and dispersal syndromes (Table 1).

The species *Inga vera* (early secondary and zoochoric) and *Anadenanthera peregrina* (early secondary and anemochoric) contributed most to the AGC (28.79% of the total community). Overall, the early secondary species were the main carbon-dominant species in the restored forest (Table 1).

Figure 5. Relationship between aboveground carbon (AGC) and species richness for the two functional groups. Regression lines are shown for each functional group, 1) successional strategies (A), such as early secondary (ES); late secondary (LS); Pioneer (P); and 2) dispersal syndromes (B), such as zoochory (ZOO); anemochory (ANE); autochoric (AUTO). Dots indicate the observed values, and solid lines represent fit (predicted) values of the LM; the shaded polygons represent the 95% associated with the modelled predictions.



The AGC varied significantly with the positive effects of species richness ($F_{1,280}$ = 88.37, P < 0.001) as well as the significant differences by the effects of successional strategy groups ($F_{1,280}$ = 6.76; P < 0.01, Figure 5A). There was a significant relationship between aboveground carbon and species richness in the dispersal syndrome group ($F_{1,289}$ = 21.34; P < 0.001, Figure 5B).

Discussion

Our results show how the forest under restoration reached a high carbon accumulation (~58 Mg ha^{-1}) within only 14 years, despite of the previous disturbance by bauxite mining and when compared with other restored Brazilian seasonal semideciduous Atlantic Forest stands (e.g. RIBEIRO et al., 2010; TORRES et al., 2013). Our site can store between two to three times more AGC compared to another second-growth forest of the same region (i.e. seasonal semideciduous Atlantic forest at Viçosa municipality) after anthropogenic disturbances, mainly due to agriculture. For example, a 20-year-old second-growth forest, established after eucalyptus cultivation in Viçosa, stored ca. 38 Mg ha^{-1}, almost two times less AGC than our study site (TORRES et al., 2013). On the other hand, a 30-year-old second-growth forest, established on a pasture in *Mata do seu Nico*, stored ca. 19 Mg ha^{-1}, almost three times less AGC than our study site (RIBEIRO et al., 2010).

We observed significant differences in species richness and community composition pattern when comparing functional attributes. The tree community was dominated by zoochoric and early secondary species in terms of richness and abundance. Thus, contrasting patterns were revealed in comparison with other second-growth forests during the early regeneration phases (10-20 years old), where there is commonly a higher abundance of pioneer and anemochoric species (TABARELLI et al., 2012; CHAZDON, 2014), mainly in highly fragmented forest landscapes (TABARELLI; PERES, 2002; SANTO-SILVA et al., 2016). Thus, via tree seedling planting, it was possible to accelerate the restoration process, since the zoochoric species and the dominant initial secondary species were planted in the area after cessation of the mining activities.

Different studies have shown that variations in the ecosystem functioning recovery of tropical forests (i.e. biomass stock) depend on their relationship with diversity (e.g. POORTER et al., 2015, 2017). However, in human-modified forest landscapes, the intensity and duration of disturbances (land use changes) are considered one of the main anthropogenic drivers that determine the recovery of diversity and ecosystem functioning patterns (VILLA et al. 2018b, ROZENDAAL et al., 2019), as well as the methods implemented for ecological restoration. Despite this, there is still little research to elucidate the effects of these drivers on the biodiversity-ecosystem functioning relationship in tropical forests, especially analysing ecosystem processes, for example, carbon storage.

First, the disturbed forest patch is within a fragment matrix with late successional stages, representing an important seed source of secondary and late succession species, dispersed by animals. Thus, in moderately disturbed forests, close to nearby seed sources (old-growth or late successional stages), tree species richness increases rapidly during succession. Conversely, intensely degraded forests and isolated forest fragments limit the ecological conditions for initial natural regeneration (CHAZDON, 2014). Second, it is likely that the largest proportion of zoochoric species planted in our study area, regardless of the successional stage and landscape fragmentation, suggests that even in these environmental conditions after mining disturbance, seeds are dispersed by animals, contributing to tree diversity maintenance at the local scale. We make this assumption that zoochoric tree species may be limited in the dispersal and colonisation of new second-growth forest patches when their dispersers are locally extinct (TABARELLI; PERES, 2002; PERES et al., 2016). Third, we infer that the restoration method application through the removal and protection of the topsoil prior to bauxite extraction, and the subsequent transposition of this layer after the disturbance, provided favourable initial conditions for restoration (i.e., soil fertility, seed bank).

Our results show that zoochoric species have a higher abundance and richness, but abiotically dispersed species also contribute significantly to carbon accumulation in the restored

forest. However, the relative importance of pioneer species in ecosystem functioning is transitory during early successional stages. For this reason, it is justified that restoration actions focus on typical species of old-growth forests, along with the conservation of forest remnants, to guarantee the conservation of tropical tree species in the long term (ROZENDAAL et al., 2019). In this sense, we infer that shade-tolerant late secondary species, typical of old-growth forests (e.g. ROZENDAAL; CHAZDON, 2015; POORTER et al., 2019), have long life cycles with a higher long-term carbon storage capacity (BRIENEN et al., 2015) and may be more important for forest restoration due to the stability in the ecosystem function maintenance. These results corroborate the replacement of pioneer species with shade-tolerant and zoochoric species during tropical forest regeneration (Chazdon 2014). However, it has also been reported that forest fragments in human-modified tropical landscapes maintain a typical pattern of initial succession systems (TABARELLI et al., 2008) due to a strong influence of ruderal, invasive and light-demanding species because of edge effects (TABARELLI et al., 2012). These negative impacts derived from fragmentation can induce a local extinction of large frugivores, which are dispersers of trees with large seeds, high heights and a high capacity to store carbon (e.g. PERES et al., 2016). In this way, edge effects can also promote the replacement of larger (functionally more important) species by smaller species, also reducing carbon storage (PERES et al., 2016). Our findings demonstrate the importance of active forest restoration and conservation fragments to maintain food resources for seed-dispersing wildlife (e.g. STAGGEMEIER et al., 2017), which, at the same time, can be seed sources of important species in the regeneration of ecosystem functions at the local scale.

Our results show that only five species with different functional attributes (syndrome and strategy) were responsible for more than 50% of the AGC of the tree community. Thus, the relationship between species richness and carbon stock can be linear with few dominant species. This phenomenon of dominance is common in tropical forests and can indirectly affect the relationship between species richness and ecosystem functions (POORTER et al., 2015, 2017; LOHBECK et al., 2016). However, in our study, there was a non-linear trend when analysing the whole tree community, where the AGC remained constant regardless of the increase in the number of species. This result leads us to infer that a functional redundancy may prevail, where the ecosystem function (i.e. carbon stock accumulation) remains relatively constant regardless of the increase in species richness (LOHBECK et al., 2016; POORTER et al., 2017; RODRIGUES et al., 2019). Thus, different tree species perform equivalent functions within the community (LOHBECK et al., 2016; POORTER et al., 2017). We also observe marked changes in the relative importance of structural attributes when the species of the tree community were classified by functional attributes (syndrome and strategy). These attributes

are also determinants in the AGC because of a direct relationship with growth dynamics and tree biomass storage (POORTER et al., 2015; RODRIGUES et al., 2019).

Based on our results, we assume that species dominance strongly influences the functioning of the restored forest. For example, the highest AGC storage was observed in zoochoric species (23.40 Mg ha^{-1}), followed by anemochoric (19.30 Mg ha^{-1}) and autochoric species (14.80 Mg ha^{-1}). However, there are still no studies with this approach for restored tropical forests, impeding the establishment of a baseline. Although our evaluation was carried out at a fine scale, the results are consistent with those obtained at a regional scale in the Amazonas, where a strong dominance of species has been found in terms of stem density and biomass (TER STEEGE et al., 2013; FAUSET et al., 2015), and also at the fine scale in the Atlantic Forest (RODRIGUES et al., 2019).

CONCLUSIONS

This study demonstrated that there is no single restoration method that can be applied on a large scale, so it is important to take advantage of the ecosystem´s remaining potential for regeneration, adapting more appropriate techniques for local conditions. Thus, forest restoration actions must be evaluated at the local level through the identification of important species for tree community assemblages and for ecosystem functioning. The forest restoration techniques applied in the mined bauxite areas has contributed to high carbon accumulation.

ACKNOWLEDGEMENTS

To the National Council of Scientific and Technological Development of Brazil (CNPq), provided for research fellowships for the second author and to the Brazilian Company of Aluminum (CBA) for provided infrastructure and financial support for the project.

REFERÊNCIAS

1. ALI, A. et al. Stand structural diversity rather than species diversity enhances aboveground carbon storage in secondary subtropical forests in Eastern China, **Biogeosciences** 13, 4627–4635, 2016.

2. APG IV. An update of the Angiosperm Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV, **Biological Journal of the Linnean Society**, 141, 399–436, 2016.

3. ARROYO-RODRÍGUEZ, V. et al. Multiple successional pathways in human-modified tropical landscapes: new insights from forest succession, forest fragmentation and landscape ecology research, **Biological Review**, 92, 326–340, 2017.

4. BALESTRIN, D. et al. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil, **Ecological Engineering**, 135, 8-16, 2019.

5. BASTIN, J-F et al. Seeing Central African forests through their largest trees, **Scientific Report**, 5, 13156, 2015.

6. BRIENEN, RJW et al. Long-term decline of the Amazon carbon sink, **Nature,** 519, 344–360, 2015.

7. CHAO, A. et al. Rarefaction and extrapolation with Hill numbers: A framework for sampling and estimation in species diversity studies, **Ecological Monograph** 84:45–67, 2014

8. CHAVE, J. et al. Improved allometric models to estimate the aboveground biomass of tropical trees, **Global Change Biology**, 20, 3177–3190, 2014.

9. CHAZDON, Robin. **Second Growth**: The Promise of Tropical Forest Regeneration in an Age of Deforestation. The University of Chicago Press, Chigado and London, 2014.

10. CHAZDON, RL. et al. Carbon sequestration potential of second-growth forest regeneration in the Latin American tropics, **Science Advance**, 2, 1–10, 2016.

11. CLARKE, KR. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure, **Austral Journal of Ecology**, 18, 117–143, 1993.

12. COLWELL, RK. et al. Models and estimators linking individual-based and sample-based rarefaction, extrapolation and comparison of assemblages, **Journal of Plant Ecology**, 5, 3–21, 2012.

13. CRAWLEY, Michael. **The R Book**-Second Edition, 900p, 2012

14. DINNO, A. Package 'dunn.test': Dunn's Test of Multiple Comparisons Using Rank Sums. CRAN Repos, 2017.

15. FAUSET, S. et al. Hyperdominance in Amazonian forest carbon cycling, **Nature Communications**, 6, 6857, 2015.

16. GOLOS, PJ, DIXON KW. Waterproofing topsoil stockpiles minimizes viability decline in the soil seed bank in an arid environment, **Restoration Ecology**, 22, 495–501, 2014.

17. HADLEY, WR. ggplot2 package: an implementation of the grammar of graphics. Available at http:// ggplot2.org , https:// github.com/ hadley/ ggplot2, 2015.

18. HSIEH, TC et al. Package "iNEXT": iNterpolation and EXTrapolation for species diversity, **Methods Ecology and Evolution**, 7, 1451–1456, 2016.

19. LIEBSCH, D. How long does the Atlantic Rain Forest take to recover after a disturbance? Changes in species composition and ecological features during secondary succession. **Biological Conservation**, 141, 1717–1725, 2008.

20. LOHBECK, M et al. The importance of biodiversity and dominance for multiple ecosystem functions in a human-modified tropical landscape, **Ecology**, 97, 2772–2779, 2016.

21. MAGNAGO, LFS et al. Would protecting tropical forest fragments provide carbon and biodiversity cobenefits under REDD+, **Global Change Biology**, 21, 3455–3468, 2015.

22. MARTINS, Sebastião Venâncio. **Alternative forest restoration techniques**. In: Viana H (Ed). New perspectives in forest science, London: IntechOpen, 131-148, 2018.

23. MITCHARD, ETA. The tropical forest carbon cycle and climate change, **Nature,** 559, 527-534, 2018.

24. OKSANEN, J. et al. Package 'vegan': Community Ecology Package. R. Packag ver 20-8, 2018.

25. PERES, CA. et al. Dispersal limitation induces long-term biomass collapse in overhunted Amazonian forests, **Proceeding National Academy Sciences**, 113, 892–897, 2016.

26. POORTER, L. et al. Wet and dry tropical forests show opposite successional pathways in wood density but converge over time. **Nature Ecology and Evolution**, 3, 928-934, 2019.

27. POORTER, L. et al. Biodiversity and climate determine the functioning of Neotropical forests, **Global Ecology Biogeography,** 26, 1423–1434, 2017.

28. POORTER, L. et al. Diversity enhances carbon storage in tropical forests, **Global Ecology and Biogeography**, 24, 1314–1328, 2015

29. R CORE TEAM. **R**: A language and environment for statistical computing. R Found. Stat. Comput, 2018.

30. RIBEIRO, SC. et al. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de Carbono em uma capoeira da zona da mata mineira, **Revista Árvore** 34, 495–504, 2010.

31. RODRIGUES, AC. et al. Fine-scale topography shape richness, community composition, stem and biomass hyperdominant species in Brazilian Atlantic forest, **Ecological Indicators**, 102, 208–217, 2019a.

32. RODRIGUES, AC. et al. Fine-scale habitat differentiation shapes the composition, structure and aboveground biomass but not species richness of a tropical Atlantic forest, **Journal of Forestry Research**, 31, 1599-1611, 2019b.

33. ROZENDAAL, D. et al. Biodiversity recovery of Neotropical secondary forests. **Science Advance**, 5, eaau3114, 2019.

34. ROZENDAAL, DMA, CHAZDON RL. Demographic drivers of tree biomass change during secondary succession in northeastern Costa Rica, **Ecological Applications**, 25, 506–516, 2015.

35. SANTO-SILVA, EE. et al. Habitat fragmentation and the future structure of tree assemblages in a fragmented Atlantic forest landscape, **Plant Ecology**, 217, 1129–1140, 2016.

36. SCARANO, FR, CEOTTO P. Brazilian Atlantic forest: impact, vulnerability, and adaptation to climate change, **Biodiversity and Conservation**, 24, 2319–2331, 2015.

37. SSEKUUBWA, E. et al. Colonization of woody seedlings in the understory of actively and passively restored tropical moist forests, **Restoration Ecology**, 27, 148–157, 2019.

38. STAGGEMEIER, VG. et al. Hyperdominance in fruit production in the Brazilian Atlantic rain forest: the functional role of plants in sustaining frugivores, **Biotropica**, 49, 71–82, 2017.

39. TABARELLI, M, PERES CA. Abiotic and vertebrate seed dispersal in the Brazilian Atlantic forest: Implications for forest regeneration, **Biological Conservation**, 106, 165–176, 2002.

40. TABARELLI, M. et al. The “few winners and many losers” paradigm revisited: Emerging prospects for tropical forest biodiversity, **Biological Conservation**, 155, 136–140, 2012

41. ter STEEGE H. et al. Hyperdominance in the Amazonian tree flora, **Science**, 342, 1243092, 2013.

42. TORRES CMME, et al. Quantificação de biomassa e estocagem de carbono em uma floresta estacional semidecidual, no Parque Tecnológico de Viçosa, MG, **Revista Árvore**, 37, 647–55, 2013.

43. VILLA, PM. et al. Woody species diversity as an indicator of the forest recovery after shifting cultivation disturbance in the northern Amazon, **Ecological Indicators**, 95, 687–694, 2018a.

44. VILLA, PM. et al. Intensification of shifting cultivation reduces forest resilience in the northern Amazon, **Forest Ecology and Management**, 430, 312–320, 2018b.

09

Chemical attributes as indicators of soil quality when applied to the cerrado biome: a literature review

João **Asmar Junior**
UniEVANGÉLICA

Felipe Corrêa Velos dos **Santos**
PUC-GO

Anne Louise de Melo **Dores**
PUC-GO

Maria Gonçalves da Silva **Barbalho**
UniEVANGÉLICA

10.37885/210404155

ABSTRACT

The micro-region of Ceres is one of the main economic regions of the State of Goiás, with Goianésia as the first region of the state to receive incentive from the federal government for development. In the Cerrado biome, the conversion of native forests into agro ecosystems has been characterize by soil quality degradation. In this sense, this study aimed to present the regional historical characteristics and the dynamics and evolution of the chemical indicators of the chemical quality of the soil. The main attributes of soil chemical quality were described, namely organic matter, phosphorus, potassium, calcium, magnesium, aluminium and pH.

Keywords: Agricultural Sustainability, Agribusiness in Goiás, São Patrício Valley, Agricultural Sustainability Indicator, Soil Chemistry.

INTRODUCTION

The conservation of native vegetation areas are extremely important in the process of maintaining the ecosystem and environmental balance, regulating the infiltration of water into the soil and maintaining control of the physical, chemical and biological parameters of the ecosystem. In the agricultural cerrado areas, the predominance of eutrophic soils of high fertility influenced the socio-economic development of the Midwest region of Brazil where, about 54.1 million hectares of the country's 195 million cultivated pastures, are present in the cerrado biome. In addition to cattle breeding, it also houses 60% of soybean production, more than 75% of the entire corn harvest, in addition to rice, beans, wheat, sunflower, barley, rubber tree and horticultural crops, among numerous products. With the intensive and indiscriminate deforestation that has occurred in the last three decades, as well as inadequate soil management, there is the occurrence of environmental impacts such as erosive phenomena, compaction and contamination of soil and water resources, products of environmental degradation. Caused by the anthropization of natural ecosystems, environmental degradation occurs when there is loss of adaptation of these physical, chemical and biological characteristics of the soil caused by the increasingly unsustainable mode of production and resulting in the unviability of socioeconomic development. This set of anthropic practices establish a new status for soil balance, altering the fractions of humic and fulvic acids, the reduction of soil organic matter (MOS) and effective cation exchange capacity (CTC) as well as reduction of soil chemical quality. Therefore, it is of utmost importance to know the interrelations of soil properties, so that an adequate correction can be made for each type of soil. The evaluation of the changes in chemical properties serves as a tool to assist in the monitoring of environmental conservation, since they allow identifying the current reality of the region, alerting to possible risk conditions and, presume future occurrences, especially when taken as a reference to the original native vegetation.

DEVELOPMENT

Agriculture and livestock in the Centre of Goiás

In the 1930s, the Vargas government implemented the "March to the West" in order to occupy the Midwest of Goiás with modern agriculture, articulating the railway and road network with the objective of opening "drains" for national production (MORAIS, 2005). In 1942 through the National Development Plans (PND), the National Agricultural Colony of Goiás (CANG) was create, the first of eight colonies founded by the government of Getúlio Vargas (FERREIRA, 2011). As consequence of this process, is the origin of the municipality of Ceres,

in the central region of the State of Goiás, located to the north of the current capital, Goiânia. CANG, in addition to establishing families in the countryside, intended to make the Midwest region a food (grains) supply pole for the Southeast. Implanted in a land conducive to agriculture, the colony (current municipalities of Ceres and Rialma) was part of the well-known region of the São Patrício Valley and the development of the central region was consolidate because of the founder and first administrator of the colony engineer Bernardo Sayão de Carvalho Araújo. Due to its economic and administrative relevance, the Ceres Micro-region was created (CASTILHO, 2012).

Until the beginning of the 1970s, the State of Goiás had an incipient agricultural production, of no interest to Brazilian agribusiness that was install in the noble areas of the country, the interior of Paraná, São Paulo, and Minas Gerais. In the Midwest, extensive cattle breeding, logging, charcoal and rice production in lowland areas prevailed (ROQUE, 2006).

Three decades later, the Midwest became the largest primary production centre in Brazil, concentrating 60% of soy production, more than 75% of the entire corn harvest and a significant supply of rice, beans, wheat, sunflower, barley, rubber and horticulture, among countless products. It is home to more than 40% of the country's cattle herd, estimated at 195 million head of cattle, and more than 55% of red meat production. It is estimate that Brazil has about 190 million hectares of cultivated pastures. In the Cerrado Biome alone, they occupy an area of 54.1 million hectares, that is, 26.4% of the biome (SANO et al., 2010). The good physical and topographic conditions make these soils highly productive, being widely used with grain production and livestock exploitation. Low fertility and low moisture retention end up being the bottleneck for productivity (FIGUEIREDO, 2016).

In the central region of the State of Goiás, is located the micro-region of Ceres, region of Mato Grosso de Goiás that according to Faissol (1952) covered approximately 20,000 square kilometres, leased in the South-Central of Goiás, and was a region conducive to demographic growth, because it contained several factors that allowed such an outcrop. The region was of soil conducive to agriculture, being the result of decomposition of the basic eruptive rocks with significant abundance of humus. Faissol (1952) mapped and compartmentalised the Region of Mato Grosso Goiano in three major areas: the São Domingos River region in Anicuns; the region of Guapó, near Goiânia and the region of CANG, located in the micro-region of Ceres, and called them, respectively, "Mata de Santa Luzia or São Domingos", "Mata da Posse" and "Mata de São Patrício".

The municipality of Goianésia with an area constituted largely of agricultural cerrados (characterized especially by the savannah biome, but also by seasonal forest and field) had an area planted in 2010 of 225,280 ha, making up 12.6% of the municipal territory. Most of which was exploited by sugarcane with 75.06%, followed by corn with 10.88% and soybean

with 8.60%. The main crops of the region are sugar cane, soybeans, corn, rice, tomato, manioc, beans and banana.

In these areas, eutrophic soils predominate, that is, with high fertility. However, as an intensive and indiscriminate deforestation that occurred in the last three decades, as well as the inadequate management of the soils, the occurrence of environmental impacts are verified, such as erosion, compaction and contamination of soils and water resources (SANO et al., 2008).

Goianésia is a region in which the RED-YELLOW LATOSOL and RED LATOSOL soils are predominant, with the occurrence of some patches of RED-YELLOW ARGISOL, all with very pronounced dystrophy. The cerrado lands are of low fertility, and those of the municipality of Goianésia are no different. The potassium level is consider relatively good. The organic matter content is low, added to the low cation exchange capacity, resulting in a low water retention capacity. Most of these soils have toxic aluminium contents ranging from 0.1 to 1.0 me/mg. The pH ranges from 4.0 to 5.8 (LEPSCH, 2016).

The correlations of soil chemical attributes regulate the processes and aspects related to their spatial and temporal variation, so that any change can directly affect their structure and biological activity and, consequently, their quality (CARNEIRO et al., 2009). Evaluations of changes in soil chemical properties in relation to anthropic intervention in natural ecosystems interfere as tools to assist in the monitoring of environmental conservation, since they allow identifying the current reality of the region, alerting to possible risk conditions and, assuming future occurrences, especially when taken as a reference to the original native vegetation. Therefore, it is extremely important to be aware of the interrelationships of soil properties so that you can make an adequate correction for each type of soil (CARDOSO et al., 2011).

NATURAL VEGETATION

The Importance of Natural Vegetation for Soils

According to Tambosi et al. (2015), the natural forest areas have several eco-hydrological functions, each with its due importance, such as aquifer recharge, containment of erosive processes with the reduction of runoff and protection of watercourses, being necessary that it has a vegetation cover for each situation and position of the terrain relief. The vegetative state and the biological conditions of the forests directly interfere in their actions as, the largest their state, the greater the ability to intercept rain and retain water so that it infiltrates the soil (FERRAZ et al., 2014).

The maintenance of native forest areas has a fundamental importance for the maintenance of the ecosystem and environmental balance, having a key role as a regulator of the

amount of infiltrated water, and maintenance and control of the physical and chemical parameters of watercourses, in the control of erosion and sediment supply (LIMA et al., 2012). The geographical locations of the natural forests needs to be well demarcated in the relief in order to be able to fulfil its role as a limiting agent of these damages, such as hilltop, hilltops and their valleys, riverbanks and water reservoirs, (FALKENMARK et al., 1999).

The presence of forests on the relief slopes reduces the speed of surface runoff being a blockage for natural actions and erosion, and with the removal of these barriers, the environment stays exposed becoming a target for natural disasters. A fraction of the precipitation that reaches the soil, being able to infiltrate or flow across the surface, which controls this amount of water, is the cover vegetation and the type of soil (GUIZELINI, 2011).

Environmental Degradation

Environmental degradation is defined as the modifications caused by anthropization to natural ecosystems, modifying their original physical, chemical and biological characteristics, causing damage to humanity, the main ones being: leaching, river silting, depletion of soils, erosion, laterization, salinization and appearance of gullies. The consequences of these processes of soil degradation can leave it infertile or with low concentrations of nutrients, hindering or making the practice of agriculture difficult, accelerating the desertification process in certain areas and disfigurement of natural landscapes (SABESP, 2003). Environmental degradation occurs when there is loss of adaptation of physical, chemical and biological characteristics and socioeconomic development is unachievable, altering the natural landscape, damaging the local ecosystem and altering the local landscape (SESSEGOLO, 2006).

LAND USE

Degradation by Anthropic Use

The use of soil by man has significantly altered the physicochemical and biological properties of the soil. These activities are responsible for changes in soil conditions, climate and the types and practices of crops exploited. Among the practices are deforestation, which is the first action to be carried out for cultivation, then in several regions are still carried out the burning of cultural remains, bringing great damage to the soil biota and following the preparation of the soil, exposing the soil to climatic factors intensifying the degradation (SILVA, 2003). The set of these practices establishes a new status for soil balance, which may improve or worsen, depending on the factors to be analysed.

Deforestation and fires are the main causes of impacts such as a decrease in the rainfall regime, prolongation of the dry season and changes in the precipitation recycling processes. These are actions of anthropic origin, resulting in the partial conversion of the natural forest area in areas explored by man for the implantation of agriculture and livestock. Deforestation and fires emit gases and particles leading to negative changes in the hydrological cycle (SANTOS, 2017).

Deforestation results in the reduction of native forests replacing them with pastures, causing a reduction in the stocks of organic carbon and microbial carbon in the soil. Losses in carbon stocks occurred in the three humic fractions, but proportionally, the highest losses occurred in humic and fulvic acid fractions. Cultivated and native pastures, under continuous grazing, are not able to accumulate more carbon in the soil than natural ecosystems (CARDOSO et al., 2011).

In the pasture areas, there is a substantial reduction of soil organic matter (MOS) and effective cation exchange capacity (CTC). There is also a reduction in soil chemical quality, promoting a slight degradation of soil physical quality, evidenced by increased soil density and soil resistance to penetration of total porosity, macro porosity and saturated hydraulic conductivity, but without reaching limits considered restrictive to the development of the root system (CARDOSO et al., 2011). One of the main causes of degradation in deforested and cultivated areas, both for agriculture and pasture, is the soil compaction caused by the large traffic of agricultural machinery and implements, as well as by animal trampling (QUEIROZ, 2008).

Soil Quality

Soil quality is define by the soil's ability to function within the boundaries of a natural or managed ecosystem to sustain biological productivity, maintain or increase environmental quality and promote the health of plants, animals and humanity (FREITAS et al., 2012; DORAN; PARKIN, 1994).

Although there are several methods for monitoring and evaluating water and air quality, no isolated method has been widely accepted to assign a quality index to the soil due to the complexity and variability of this system (FREITAS et al., 2013). The organic matter content associates with several other chemical indicators of the soil, such as acidity, nutrients, phytotoxic elements –Al^{3+}, for example, and certain relationships such as base saturation (V%) and aluminium (m%).

Araújo (2012) correlates soil quality and soil formation factors. Highlights soil quality as a branch of pedology, focusing on soil characteristics and changes resulting from human and natural intervention. In this parameter, a more globalized view of ecosystems is enable, making it difficult to evaluate soil quality.

Soil Fertility

The first measure to be perform for evaluation and good decision-making when implementing a new crop is to know soil fertility, so actions can be more consistent and appropriate. Soil fertility it is investigate through chemical, physical, biological and visual analyses, in addition to the study of colloids, by quantitative methods (ORLANDO FILHO et al., 1994).

Knowledge of soil chemical fertility is important to know the amount and types of fertilizers, correctives and general management that should be apply to the soil with the intention of recovering and promoting good nutrition, growth and adequate production for the plant.

A productive soil is a soil that has good fertility, provides good chemical conditions for plant growth, and that provides nutrients in a balanced amount for its growth, development and productivity. In this way, the diagnosis consists of a complement to the soil analysis for the recommendation of fertilizers, making a holistic assessment of the factors of the soil and the plant that could be limiting the growth, development and production of the plant.

CHEMICAL SOIL INDICATORS

Soil chemical indicators are composed of macro and micronutrients, and pH. The macronutrients that are also called primary macronutrients, which are N, P, K, and secondary macronutrients, Ca, Mg and S. Micronutrients are B, Zn, Cu, Fe, Mo, Cl, Mn and Nq or also called trace elements. These elements are originated minerals and organic matter that are available in the soil. Those that are not available in the soil need to be replaced so that the plants can be supplied and complete their life cycles.

Numerous are the elements that can be found in a soil sample and that can be absorbed by plants. The presence of a chemical element in plant tissue does not imply that this is fundamental for plant nutrition. It is necessary to separate the elements that are essential for plant growth and development, from those that are not essential.

Several studies have been conducted with the objective of identifying the attributes and indicators of soil quality in agricultural systems implanted in place of native ecosystems (CARDOSO et al., 2011), and evaluating their integrated effect, expressed by indexes (FILHO et al., 2009). Two different approaches have been propose to establish reference criteria for soil quality: the one related to the area under native vegetation, because it represents the ecological conditions of environmental stability; and that related to agronomic parameters that maximize production and conserve the environment (TÓTOLA; CHAER, 2002).

For Gomes; Filizola (2006), the definitions for the main chemical indicators of soil quality are defined as pH, organic carbon, organic matter, P, K, Ca^{++}, Mg^{++}, Al^{+}, H + Al, Ca/Mg,

effective CTC, soil nitrogen, m (%), V (%), soil texture. These indicators presented in the research report only soil fertility.

Soils organic matter (MOS)

Soil organic matter (MOS) is an agent of potential relevance for soil quality determination (DORAN; PARKIN, 1994; MIELNICZUK, 1999). Acting essentially in the supply of nutrients to plants, it also acts in infiltration, water retention and vulnerability to erosion. In addition, significantly modifies in terms of soil management. Among its attributions, it also acts in nutrient cycling and in the incorporation and nullification of toxic elements, significantly influencing soil structure. In tropical soils, when they are extremely weathered, it has a direct relationship with the low CTC (CONCEIÇÃO et al., 2005).

The MOS increase can be consider as one of the best benefits of soil management, because of its impact on other physical, chemical and biological indicators of soil quality. Its physical function refers to the improvement of the soil structure and consequently, aeration, drainage and moisture retention. Biologically, its function is to provide carbon as an energy source for microorganisms, promoting nutrient cycling. Its chemical function it is manifested by its ability to interact with metals, oxides and metal hydroxides, acting as an ion exchanger (Cation exchange capacity, CTC) and in the storage of nitrogen, phosphorus and sulphur (PRAKASH; MCGREGOR, 1983 apud SCHNITZER, 1991). Another characteristic to be highlight is the release of organic acids during its decomposition, which can complex the monomeric Al or bind to the electrical charges of iron and aluminium oxides, decreasing the adsorption sites of P (HAYNES; MOKOLOBATE, 2001).

Phosphorus and potassium

The main natural sources of nutrients of plants that develops in the soil are the primary minerals of rocks and organic waste. The composition and structure of the rock and the weathering processes are the main conditioning factors of the quantity and quality of nutrients.

The definition of phosphorus content in the soil is by the Extractor Mehlich-1, which is based on the principle of dissolution of minerals containing P and/or displacement of P retained on solid soil surfaces. It is necessary to observe the clay contents of the soil in order to be able to interpret the phosphorus contents by Mehlich-1 (CORRÊA, 1993).

High potassium contents indicate the presence of primary minerals and little weathering, which occurs in soils of drier regions. Lower potassium content indicates more weathered soils. The potassium content in the soil may be high with the application of fertilisers containing the nutrient (KAMINSKI, 2007).

Aluminium content

In Brazil, studies developed in the cerrado biome soils presents high Al saturation in subsurface as a cause of crop production reduction (GONZALEZ-ERICO et al., 1979). The toxicity caused by Al and/or calcium deficiency in cerrado soils has also been pointed out as restrictive to the growth of the root system (SOUSA, 2004).

Exchangeable acidity or exchangeable aluminium

The presence of aluminium in the soil can inhibit root growth and influence the availability of other nutrients and processes such as mineralization of organic matter. Al, in particular, in addition to the growth stoppage, causes thickening of the roots, due to the stiffening of the wall and the inhibition of cell division (FOY; FLEMING, 1978), which in turn alters the absorption and utilization of nutrients, especially phosphorus (CANAL; MIELNICZUK, 1983). Therefore, in soils whose natural fertility is low and the acidity is high, the supply of essential elements may not be adequate for obtaining good crops where the risks of water deficiency are very high, since the development of roots is concentrated in the surface layer, richer in nutrients and organic matter.

Total or potential acidity (H + Al)

The diagnosis of soil acidity is make by the interpretation of pH values in water and by the percentage of base saturation in samples collected in the 0-25 cm layer, assuming that there is no presence of toxic elements, especially Al, to provide crops with an environment suitable for their development. Soil pH should be higher than 5.5 and base saturation exceeds 65% of cation exchange capacity. The increase of pH to values higher than 5.5 causes the exchangeable forms and partially hydrolysed polymers of aluminium to become Al(OH)3, which does not affect the development of plants and, because it is in neutral and insoluble form, has its activity drastically decreased. In addition, with the increase in pH there is the creation of negative charges, which contributes to the cation exchange capacity (CTC). When only one of these criteria is met, the liming is not indicated only if the aluminium saturation is less than 10% and if the phosphorus content is classified as “very high”, according to the technical indications of the Commission of Chemistry and Soil Fertility (CQFS, 2004).

pH

It is the H+ concentration index found in the soil, capable of controlling the solubility of soil nutrients. Determines acidity when the pH > 7.0, neutral for pH = 7.0 or basic when this

pH < 7.0. It has a direct relationship with the ability of the absorption power of nutrients by the plant. In soils ideal for cultivation this value should be between 6.0 and 6.5. It can extend to values from 5.5 to 6.8 in CaCl2. Cerrado soils are characterize by having very low pH (KAMINSKI, 2007).

Calcium

The function of Calcium in the plant is to stimulate the development of roots and leaves. Composes the cell walls, reinforcing the structures of the plants. Influences reducing the solubility and toxicity of chemical elements harmful to the plant such as manganese, copper and aluminium. Improves root development by inducing microbial activity and enhancing the absorption of other nutrients (LOPES, 1998).

Magnesium

Magnesium is one of the elements that may be present in the soil and that together with nitrogen makes up chlorophyll. Magnesium collaborates with phosphate metabolism, also contributes to respiration and various enzymatic systems. It usually comes from the weathering of rocks that contains biotite, hornblende, dolomite and chlorite. Soils generally contain less magnesium than calcium. The main source of magnesium is dolomitic limestone, a product that contains calcium and magnesium and has the main function of neutralizing soil acidity (LOPES, 1998).

Effective Cation exchange capability (CTC)

The effective cation exchange capacity is the capacity that the soil has in adsorption of cations close to the natural pH value.

$$CTC = Ca^{2++}\ Mg^{2++}\ K^{++}\ H^{++}\ Al^{3+}\ Na^{++}\ NH^{4+}$$

The availability of the missing nutrients is carry out with the application of mineral chemical fertilizers with organic matter and minerals taken from deposits or air (in the case of biological nitrogen fixation). Macros and micronutrients are present in almost all types of organic matter, and cannot fail to say that it is an excellent repository of these nutrients, increasing their fertility. The chemical elements presented in mineral fertilizers are mostly soluble and become readily available to plants in compensation are also leached more easily (RONQUIM, 2010). A survey by the World Resources Institute (WOOD et al., 2001.) concluded

that when there is a high aluminium content, low potassium incidence and high phosphorus fixation capacity, they configure soils of low fertility (WERLE et al.,2008).

Aluminum saturation percentage value, m (%)

This relation is used in the separation of soil classes with regard to the saturation by aluminium of the soil, if it is high, that is, greater than or equal to 50%. Usually the high saturation by aluminium is associated with low calcium content in the soil, since for the reduction of toxic aluminium it is necessary the application of correctives and these may possess the nutrient calcium. The percentage of aluminium saturation is given by the following expression:

$$\text{Sat. Alumínio m (\%)} = 100\ Al^{3+} / (S + Al^{3+})$$

For

m (%) – the percentage of aluminium saturation.

Value S – sum of exchangeable bases, in cmolc kg-1.

Al^{3+} – concentration of exchangeable aluminium in the soil, in cmolc kg-1.

Base saturation percentage value, V (%)

It is the ratio between the total bases and the content found in the sample in relation to the percentage CTC pH 7.0, or total CTC. For instance:

$$V\ (\%) = \frac{SB}{CTC} \times 100$$

This way it is possible to calculate the saturation of all bases individually and express them in percentages. The bases determined in soil analysis are calcium, magnesium, potassium and sodium. These are expressed in percentage as saturation index.

The sum of all these base indices (Ca%, Mg%, K% and Na %) is The V (%) or Base Saturation representing the participation of exchangeable bases in relation to the total cations in the complex. Eutrophic and dystrophic soils are characterized by this value, where V ≥ 50% is eutrophic and V < 50% dystrophic.

Soil texture (clay, silt and sand)

The amount of sand, silt and clay that is present in a sample determines the soil texture. The size of the particles influences its texture, being clayey when the particle size is smaller, silt when they are intermediate in size and sandy when they are larger. The clay content of

the soils is important for the calculation of the recommendations of correctives and fertilizers, since the soil texture directs the parameters so that such reactions exists (NOVAIS; SMITH, 1999; RIBEIRO, 1999).

The soil consists of mineral materials resulting from the decomposition of rocks with variable sizes:

a. Sand: it is a component of the soil of which has no cohesion or plasticity, of particles. That is, it is a soil with large particles, ranging from 0.006mm up to 2mm and classified separately as coarse (Φ between 0.60 mm and 2.0 mm), medium (Φ between 0.20 mm and 0.60 mm) and fine (Φ between 0.06 mm and 0.20 mm) sand. Grain sizes determine their texture and resistance.
b. Silts: They are minerals that have little or no plasticity, with low resistance when air-dried. The size of its particles is smaller than the ones from the sand, with diameters ranging from 0.002 mm to 0.06 mm.
c. Clay: They are composed of a fine granulation with particles smaller than 0.002 mm, presenting greater cohesion and plasticity. This soil when it is damp shapes, and when it is dry forms lumps that become stiff. They are defined by plasticity, texture, sensitivity and consistency in their natural moisture (ALMEIDA, 2005).

SOIL CORRECTION

In fact, surface liming has provided improvements in the root environment and changes in chemical attributes in the soil profile. However changes with agronomic relevance that facilitate root development are limited to a few centimetres, aggravated in situations with physical impediment due to compaction or pore sealing (KAMINSKI et al., 2007). The effects provided by surface liming can be comparable to liming incorporated in less clayey soils, with less potential acidity and with high levels of nutrients, especially phosphorus (CAIRES et al., 1998; AMARAL, 2002; GATIBONI et al., 2003; VILELA; ANGHINONI, 1984). However, changes in soil chemical attributes are not always consider efficient. The liming efficiency is determined, regardless of the application method, by the time the effect is maintain in the neutralized layer and by the corrected soil volume, in which aluminium has its activity drastically reduced and base saturation exceeds half the CTC (KAMINSK et al., 2005).

Gonzalez-Erico et al. (1979), Quaggio et al. (1982) and Quaggio et al. (1985) agree with these data, demonstrating that liming, in doses higher than necessary, can provide the correction of subsoil layers. The liming effects only occur in depth after the pH in the limestone dissolution zone has reached values above 5.5 (PAVAN; ROTH, 1992). As long as there are acid reaction cations of the soil solution (H^{+}, Al^{+3}, Fe^{+2}, Mn^{+2}), the acidity neutralization reaction

will be limited to the surface layer, delaying the subsurface effect. In order to neutralise acidity in depth, limestone dissociation products have to be drag into lower layers (RHEINHEIMER et al., 2000). In addition, the increase in CTC, by increasing the pH, increases the retention of cations (PETRERE; ANGHINONI, 2001). This slows the migration of cations to deeper layers.

The processes that promote the migration of acidity neutralization agents in the soil profile (KAMINSKI et al., 2005). Some authors (MIYAZAWA et al., 1993; OLIVEIRA; PAVAN, 1996; FRANCHINI et al., 1999) consider that water-soluble organic substances promote calcium migration and act as binders by aluminium complexion and relieving its deleterious effects. Others (AMARAL, 2002; PETRERE; ANGHINONI, 2001) attribute the effects in depth to limestone particles migrating through channels and bio pores in the profile. In addition, some other authors (CAIRES et al., 1998), (RHEINHEIMER et al., 2000), (MOREIRA et al., 2001), (GATIBONI et al., 2003) consider that the correction depends on the dose applied, the time resulting from the application and the physical characteristics of the soils. As can be seen, in order to improve the soil profile through surface applications of supplies it is important to maintain adequate physical characteristics, the presence of biopores and constant additions of organic material.

CONCLUSION

Understanding chemical indicators of soil quality enables knowledge of more efficient techniques in the management of natural resources.

The advances of agriculture in western Brazil can be understand from the use of technological package and government programs.

The correlations of soil chemical attributes regulate the processes and aspects related to their spatial and temporal variation, so that any change can directly affect their structure and biological activity and, consequently, soil quality.

REFERENCES

1. ALMEIDA, G. C. P. Caracterização física e classificação dos solos. Departamento de Transportes da Faculdade de Engenharia – Universidade Federal de Juiz de Fora. 2005, 145p.

2. AMARAL, A. S. Mecanismos de correção da acidez do solo no sistema plantio direto com aplicação de calcário na superfície. 2002. 107f. Tese (Doutorado em Agronomia) – Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Porto Alegre.

3. ARAÚJO, Edson Alves et al., Qualidade do solo: conceitos, indicadores e avaliação. Applied Research & Agrotechnology, v. 5, n. 1, p. 187-206, 2012.

4. CAIRES, E. F. et al., Alterações de características químicas do solo e resposta da soja ao calcário e gesso aplicados na superfície em sistema de cultivo sem preparo do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 22, n. 1, p. 27-34, 1998.

5. CANAL, I. N.; MIELNICZUK, J. Parâmetros de absorção de potássio em milho (Zeamays L.), afetados pela interação alumínio-cálcio. Ciência e Cultura, v. 35, p. 336-340, 1983.

6. CARDOSO, Evaldo Luis. et al., Qualidade química e física do solo sob vegetação arbórea nativa e pastagens no Pantanal Sul-Mato-Grossense. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa v. 35, n. 02, p. 613-622, 2011.

7. CARNEIRO C. D. R.; GONÇALVES P. W.; LOPES O. R. O Ciclo das Rochas na Natureza. Terra e Didática, São Paulo, v. 5, n. 01, p. 50-62, 2009.

8. CASTILHO, Denis. A COLÔNIA AGRÍCOLA NACIONAL DE GOIÁS (CANG) E A FORMAÇÃO DE CERES-GO - BRASIL. Élisée. Revista de Geografia da UEG, Goiânia, v. 1, n. 01, p. 117-139, 2012.

9. CONCEIÇÃO, Paulo Cesar et al., Qualidade do solo em sistemas de manejo avaliada pela dinâmica da matéria orgânica e atributos relacionados. Revista brasileira de ciência do solo. Campinas. Vol. 29, n. 5 (2005), p. 777-788, 2005.

10. CORRÊA, L. de A.; HAAG, H. P. Disponibilidade de fósforo pelos extratores de mehlich 1 e resina em latossolo vermelho amarelo, álico cultivado com três gramíneas forrageiras. Embrapa Pecuária Sudeste-Artigo em periódico indexado (ALICE), 1993.

11. CQFS, COMISSÃO DE QUÍMICA E FERTILIDADE DO SOLO. Manual de adubação e calagem para os Estados do Rio Grande do Sul e Santa Catarina. Sociedade Brasileira de Ciência do Solo. 10. ed. Porto Alegre, 2004.

12. DORAN, John W.; PARKIN, Timothy B. Defining and as sessing soil quality. In: DORAN, John W. et al., Defining soil quality for a sustainable environment, Madison: Soil Science Society of America, Inc, 1994, cap. 1.

13. FAISSOL, Speridião. O “Mato Grosso de Goiás”. Rio de Janeiro: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); Conselho Nacional de Geografia, 1952.

14. FALKENMARK, M. et al., Water, a reflection of land use: options for counteracting land and water mismanagement. Stockholm, Sweden: Swedish Natural Science Research Council, 128p., 1999.

15. FERRAZ, S. F. B. et al., Howgood are tropical forest patches for ecosystem services provisioning. Landscape Ecology, v.29, n.2, p.187-200, 2014.

16. FERREIRA, Lara Cristine Gomes; DEUS, João Batista de. Características da produção sucroalcooleira na Microrregião Ceres–GO: uma abordagem sobre as políticas, a safra e a obtenção de terras. Ateliê Geográfico, v. 05, p. 196-218, 2011.

17. FIGUEIREDO, Yan Covolan. A fertilidade do solo no cerrado: os pioneiros da pesquisa e o papel da Cooperação Internacional. 2016. 186f, Monografia (Graduação em Engenharia Agrícola) - Universidade de Brasília, Brasília.

18. FILHO, J. F de Melo. et al., Índice de qualidade em um latossolo amarelo coeso cultivado com citros. Revista Brasileira de Fruticultura, Jaboticabal, v. 31, n. 04, p. 1168-1177, 2009.

19. FOY, C. D.; FLEMING, A. L. The physiology of plant tolerance to excess available aluminium and manganese in acid soil. In: JUNG, G. A. Crop Tolerance to Suboptimal Land Conditions. 1978. p. 301-343.

20. FRANCHINI, J. C. et al., Alterações químicas em solos ácidos após a aplicação de resíduos vegetais. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 23, p. 533-542, 1999.

21. FREITAS, D. A. F. et al., Índices de qualidade do solo sob diferentes sistemas de uso e manejo florestal e cerrado nativo adjacente. Revista de Ciências Agronômicas, Fortaleza, v. 43, p. 417-428, 2012.

22. FREITAS, Idelfonso Colares de. et al., Agroecossistemas de produção familiar da Amazônia e seus impactos nos atributos do solo. Revista Brasileira de Engenharia Agrícola e Ambiental, Campina Grande, v. 17, p. 1310-1317, 2013.

23. GATIBONI, L. C. et al., Alterações nos atributos químicos de solo arenoso pela calagem superficial no sistema plantio direto consolidado. Ciência Rural, Santa Maria, v. 33, p. 282-290, 2003.

24. GOMES, Marco Antonio Ferreira; FILIZOLA, Heloisa Ferreira. Indicadores físicos e químicos de qualidade de solo de interesse agrícola. Jaguariúna: Embrapa Meio Ambiente, p. 6, 2006.

25. GONZALEZ-ERICO, E.; et al., Effect of depth of lime incorporation on the growth of corn on an Oxisol of Central Brazil. Soil Science Society of America Journal, v. 43, p. 1155-1158, 1979.

26. GUIZELINI, Adhara Palácio. Estudo do comportamento hidromecânico de solos visando a construção de sistemas de cobertura alternativos para aterros sanitários. 2011, 168f. Dissertação (Mestrado em Construção Civil) – Universidade Federal do Paraná, Paraná.

27. HAYNES, R. J.; MOKOLOBATE, M. S. Amelioration of Al toxicity and P deficiency in acid soils by additions of organic residues: a critical review of the phenomenon and the mechanisms involved. Nutrient cycling in agroecosystems, v. 59, p. 47-63, 2001.

28. KAMINSKI, J.; et al., Eficiência da calagem superficial e incorporada precedendo o sistema plantio direto em um Argissolo sob pastagem natural. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 29, p. 573-580, 2005.

29. KAMINSKI, João et al., Depleção de formas de potássio do solo afetada por cultivos sucessivos. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 31, n. 5, 2007.

30. KAMINSKI, João et al. Acidez e calagem no sul do Brasil: Aspectos históricos e perspectivas futuras. Tópicos em ciência do solo. Viçosa, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 5, p. 307-332, 2007.

31. LEPSCH, Igo F. Formação e conservação dos solos. Oficina de textos, 2016.

32. LIMA, W. de P. et al., Forest plantations and water consumption: a strategy for hydro solidarity. International Journal of Forestry Research, New York, 2012.

33. LOPES, A. S. Manual Internacional de Fertilidade do Solo. rev. e amp. Piracicaba: Potafos, 1998.

34. MIYAZAWA, M.; PAVAN, M. A.; CALEGARI, A. Efeito de material vegetal na acidez do solo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 17, p. 411-416, 1993.

35. MOREIRA, S. G.; et al., Calagem em sistema de semeadura direta e efeitos sobre a acidez do solo, disponibilidade de nutrientes e produtividade de milho e soja. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 25, p. 71-81, 2001.

36. NOVAIS, R.F.; SMYTH, T.J. Fósforo em solo e planta em condições tropicais. Informações Agronômica nº 87 - Universidade Federal de Viçosa, 1999.

37. OLIVEIRA, E. L.; PAVAN, M. A. Control of soil acidity in no-tillage system for soybean production. Soil and Tillage Research, v. 38, n. 1-2, p. 47-57, 1996.

38. ORLANDO Fº, J. O., MACEDO, N.; TOKESHI, H. Seja doutor do seu canavial. Informações Agronômicas, Campinas, v.67, p.1-16. 1994.

39. PAVAN, M. A.; ROTH, C. H. Effect of lime and gypsum on chemical composition of runoff and leachate from samples of Brazilian Oxisol. Ci. Cult., v. 44, p. 391-394, 1992.

40. PETRERE, C.; ANGHINONI, I. Alteração de atributos químicos no perfil do solo pela calagem superficial em campo nativo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 25, p. 885- 895, 2001.

41. QUAGGIO, J. A.; et al., Calagem para a sucessão batata-triticale-milho usando calcários com diferentes teores de magnésio. Bragantia, v. 44, p. 391-406, 1985.

42. QUAGGIO, J. A.; MASCARENHAS, H. A. A.; BATAGLIA, O. C. Resposta da soja à aplicação de doses crescentes de calcário em Latossolo Roxo distrófico de cerrado. II. Efeito residual. Revista Brasileira de Ciência do Solo, v. 6, p. 113-118, 1982.

43. QUEIROZ, Hernandes Andrade. Caracterização fisiográfica e de alguns atributos físicos e químicos dos solos da microbacia Jardim Novo Horizonte, em Ilha Solteira, SP. 2008. 57 f. Dissertação (mestrado) - Universidade Estadual Paulista, Faculdade de Engenharia de Ilha Solteira, Disponível em: <http://hdl.handle.net/11449/98899>. Acesso em 30 out. 2018.

44. RHEINHEIMER, D. S.; et al., Alterações de atributos do solo pela calagem superficial e incorporada a partir de pastagem natural. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 24, p. 797-805, 2000.

45. RIBEIRO, Antonio Carlos. Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais. Aproximação. Comissão de Fertilidade do Solo do Estado de Minas Gerais, 1999.

46. RONQUIM, Carlos César. Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. Embrapa Monitoramento por Satélite. Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento, 2010.

47. ROQUE, Paulo. A Colonização do Cerrado: Savanas e Celeiro do Mundo. São Paulo: Prêmio, 2006.

48. SABESP. Guia de recuperação de áreas degradadas. Edson José Andrigueti (superintendente). São Paulo: SABESP, 2003. (Cadernos Ligação).

49. SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento do Uso do Solo e Cobertura Vegetal– Bioma Cerrado Ano – Base. 2002. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, da Secretaria de Biodiversidade e Florestas. Brasília, 2010.

50. SANO, Edson Eyji; DAMBRÓS, Luiz Alberto; OLIVEIRA, Geraldo César; BRITES, Ricardo Seixas. Padrões de cobertura de solos do Estado de Goiás. In: FERREIRA Jr., Laerte Guimarães (Org.). A encruzilhada socioambiental – biodiversidade, economia e sustentabilidade no cerrado. Goiânia: Cânone/Cegraf- UFG, p.91-125, 2008.

51. SANTOS, Thiago Oliveira. Os impactos do desmatamento e queimadas de origem antrópica sobre o clima da Amazônia brasileira: um estudo de revisão. Revista Geográfica Acadêmica, v.11, n. 2, p. 157-181, 2017.

52. SCHNITZER, M. Soil organic matter – the next 75 years. Soil Science, v. 151, p. 41-58, 1991.

53. SESSEGOLO, Gisele C. A Recuperação de áreas degradadas em unidades de conservação. Unidades De Conservação, p. 25, 2006.

54. SILVA, V.R. Propriedades físicas e hídricas em solos sob diferentes Estados de compactação. 2003. 171p. Tese (Doutorado) - Universidade Federal de Santa Maria, Santa Maria.

55. SOUSA, D. M. G. Resposta das culturas à adição de gesso agrícola. In: Reunião brasileira de fertilidade do solo e nutrição de plantas. Lages. Anais... Lages: SBCS/UDESC, 2004.

56. TAMBOSI, Leandro Reverberi. et al. Funções eco-hidrológicas das florestas nativas e o Código Florestal. Estudos Avançados, v. 29, p. 151-162, 2015.

57. TÓTOLA, M. R.; CHAER, G. M. Microrganismos e processos microbiológicos como indicadores da qualidade dos solos. Tópicosemciência do solo. Viçosa, MG, Sociedade Brasileira de Ciência do Solo, v. 2, p. 195-276, 2002.

58. VILELA, L.; ANGHINONI, I. Morfologia do sistema radicular e cinética da absorção de fósforo em cultivares de soja afetados pela interação alumínio-fósforo. Revista Brasileira de Ciência do Solo, Viçosa, v. 8, p. 91-96, 1984.

59. WERLE, Rodrigo; GARCIA, Rodrigo Arroyo; ROSOLEM, Ciro Antonio. Lixiviação de potássio em função da textura e da disponibilidade do nutriente no solo. Rev. Bras. Ciênc. Solo, Viçosa, v. 32, n. 6, p. 2297-2305, dez. 2008. Available at: <http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832008000600009&lng=pt&nrm=iso>. Access in 22 feb. 2019. http://dx.doi.org/10.1590/S0100-06832008000600009.

60. WOOD S.; SEBASTIAN K.; SCHERR, S. Soil recourse condition. In: Pilot analysis of global ecosystems Agroecosystems. A joint study by the International Food Policy Research Institute. Washington DC, International Food Policy Research Institute and Word Recourses Institute, p 45-54, 2001.

10

Conjuntura ambiental e legal dos postos flutuantes de combustíveis do Vale do Juruá, Acre

Jamayra Conceição de **Araújo**
UFAC

Bianca Cerqueira **Martins**
UFAC

Glória da Silva Almeida **Leal**
UFAC

Francesca **Salla**
UFAC

Luciana Loss **Sodré**
UFRRJ

Augusto César Gomes **Nagy**
UFAC

10.37885/210202976

RESUMO

Objetivo: Examinar a situação legal e ambiental dos Postos Flutuantes de Revenda de Combustíveis (PFRC) na Regional do Juruá, estado Acre, diagnosticando-os quanto a sua estrutura e organização, visando sugerir melhorias para que o setor aquaviário de distribuição de combustíveis contribua para o desenvolvimento regional de modo sustentável. **Métodos:** Foram obtidas informações nas instituições públicas, envolvidas no contexto do setor aquaviário de comercialização de combustíveis, e na legislação brasileira. Os projetos de licenciamento foram avaliados de acordo com critérios legais, técnicos e ambientais. Resultados: Em 2013, nos municípios Porto Walter, Marechal Thaumaturgo, Mâncio Lima, Rodrigues Alves e Cruzeiro do Sul encontravam-se instalados 12 PFRC em atividade e dois inoperantes. O funcionamento de um PFRC exige a manutenção de uma estrutura complexa que envolve diferentes sistemas. Verificou-se a ocorrência de distintos impactos ambientais: emissão de efluentes, comparência de lixo, alteração das áreas de preservação permanente, perturbação da vida aquática e geração de renda, sendo este último positivo e relacionado à uma complexa cadeia de atividades econômicas regionais. **Considerações finais:** É necessário que sejam implementadas medidas mitigadoras previstas nos projetos de licenciamento, sobretudo àquelas relacionadas à proteção dos solos em processo de erosão e da água. É importante que as instituições públicas e privadas cooperem entre si, para que todos os PFRC operem dentro do previsto na legislação vigente. São bem-vindas iniciativas que visem a melhoria da infraestrutura dos PFRC e locais onde se encontram atracados, para que os serviços sejam prestados com segurança e proporcionem melhor qualidade de vida à população.

Palavras-chave: Amazônia, Desenvolvimento Sustentável, Distribuição de Combustíveis, Impactos Ambientais, Pontões.

INTRODUÇÃO

Com o passar dos anos, o ser humano passou a utilizar os recursos naturais intensivamente e sem controle. Desde então, prejuízos ambientais, principalmente em relação aos impactos ocasionados pela contaminação das águas, destruição das florestas, poluição do ar e do solo, crescimento populacional, entre outros, tornaram-se questões cotidianas e desafiadoras a serem solucionadas para a sobrevivência do planeta (PANIZZI; PIRES, 2004). O uso desmedido dos recursos naturais aliados a busca pelo desenvolvimento econômico, de forma imediata, em grandes proporções e sem considerar as questões ambientais, causou impactos devastadores a fauna, flora, água e ar (MELO et al., 2020), comprometendo a conservação do meio ambiente e a garantia para as gerações futuras (ONU, 1992 citado por Melo et al., 2020).

O abastecimento de combustíveis dos meios de transportes, tanto terrestre quanto aquático, é uma das atividades econômicas necessárias, mas de alto impacto ambiental. Municípios menores, afastados dos centros urbanos e pertencentes a regiões onde o transporte hidroviário é predominante, são dependentes dos Postos Flutuantes de Revenda de Combustíveis (PFRC) (ABNT, 2007), conhecidos popularmente como pontões, e definidos como embarcações sem propulsão, são utilizados com o propósito de armazenar, distribuir e comercializar combustível em lugar fixo e determinado (MARTINS, 2012).

Os PFRC desempenham importante papel na economia de grande parte dos habitantes da região ocidental da Amazônia, em especial daqueles que dependem do transporte hidroviário modal para realizarem suas atividades. Segundo Chaves e Seta (2020), em três estados da Amazônia Legal, Pará, Acre e Amazonas encontram-se cerca de 95% dos Postos de Revendedores Flutuantes (PRF) existentes no Brasil, sendo estes fundamentais para a dinâmica econômica, social e cultural. Entretanto, muitos não oferecem condições adequadas de saúde e segurança aos seus trabalhadores.

Tais resultados relacionados foram verificados por Chaves e Seta (2020) que, ao analisarem as condições de trabalho dos funcionários de PRF da cidade de Manaus no estado do Amazonas, constataram condições precárias em relação à exposição química, física, riscos de explosões, intoxicações causadas pela substância benzeno, e até situações de violência como assaltos.

Vale ressaltar que, embora a revenda desses combustíveis seja viável economicamente, o manuseio de substâncias químicas com características inflamáveis e tóxicas, além de contribuir com a causa de doenças como o câncer, ocasionada devido à inalação do benzeno pelo trabalhador e, também, causam problemas ergonômicos (LOPES, 2017).

Sob o ponto de vista ambiental deste ramo de atividade, a ocorrência de acidentes, devido ao armazenamento e manuseio inadequado de combustíveis líquidos, pode

contaminar o solo e as águas subterrâneas, assim como pode colocar em risco à saúde pública (KERBER, 2013).

De acordo com Bernadini et al. (2016), os postos de combustíveis, além de estarem devidamente licenciados pelo Órgão ambiental competente, devem apresentar os equipamentos de controle ambiental adequados, bem como seu correto gerenciamento, para evitar ocorrências e minimizar os seus impactos. Assim, como toda atividade econômica realizada gera resultados positivos e negativos, é necessário efetuar o diagnóstico das prováveis falhas existentes, sobretudo, no setor aquaviário de distribuição de combustíveis nesta região, para que sejam realizadas melhorias na prestação de serviços aos consumidores, com maior segurança aos trabalhadores, considerando a conservação ambiental.

Porém, como os fatores envolvidos não são completamente controláveis e de conhecimento geral, diagnosticar as prováveis falhas existentes no setor aquaviário de distribuição de combustíveis nesta região, pode contribuir com a estruturação de um modelo conceitual geral destes fatores, estimulando a implantação de medidas que visem melhorias nos procedimentos, contribuindo com a redução de problemas ambientais e de saúde, com intuito de melhorar a prestação dos serviços aos consumidores e trabalhadores, colaborando com a segurança e a conservação do meio ambiente.

OBJETIVO

Examinar a situação legal e ambiental dos Postos Flutuantes de Revenda de Combustíveis (PFRC) no Vale do Juruá, estado Acre, diagnosticando-os quanto a sua estrutura e organização, visando sugerir melhorias para que o setor aquaviário de distribuição de combustíveis contribua para o desenvolvimento regional de modo sustentável.

MÉTODOS

Caracterização da área do estudo

A Regional Juruá integra a mesoregião Vale do Juruá, limitando-se ao norte com o território do Estado do Amazonas e ao sul com a República do Peru (MESQUITA JUNIOR, 2004), abrangendo parte da bacia hidrográfica do rio Juruá, que é uma das mais importantes da bacia Amazônica, o qual possui dezenas de corpos hídricos tributários, tendo como principais afluentes os rios Breu, Caipora, São João, Acuriá, Tejo, Grajaú, Natal, Humaitá, Valparaíso, Amônia, Aparição, São Luiz, Paratari, das Minas, Ouro Preto, Juruá-Mirim, Paraná dos Mouras e Môa. Seu percurso tem 3.280 km de extensão, com a nascente localizada em território peruano a 453 metros de altitude (ACRE, 2000). Navegável entre os municípios

de Cruzeiro do Sul e Marechal Thaumaturgo, suporta desde grandes embarcações, no período das cheias, à embarcações de pequeno a médio porte, no período da vazante (ACRE, 2000; 2010a).

Esta Regional administrativa reúne empresários, latifundiários, famílias que mantém os costumes tradicionais, atravessadores de mercadorias, trabalhadores rurais, colonos, agricultores que cultivam apenas para subsistência, indígenas e extrativistas (DUARTE; MARCARENHAS, 2007).

Segundo o Zoneamento Ecológico-Econômico do estado do Acre (ACRE, 2010a), a região do Vale do Juruá é caracterizada por:

- clima equatorial quente e úmido, com temperaturas elevadas, média anual de cerca de 24,5°C e máxima de 32°C, altos índices de precipitação e de umidade relativa do ar;
- geomorfologia predominante de altitudes que podem variar entre 110 a 270 metros. A geologia é formada por cascalhos lenticulares oriundos de fundos de canais, areias quartzosas que se encontram inconsolidadas com silte e argila de transbordamento, bem como os arenitos e as camadas intercaladas de silte e argila. Há uma diversidade de solos, que incluem desde Argissolo (predominante), Plintossolo, Latossolo e Gleissolo, sendo esse útlimo característico nas margens de rios e igarapés.

A vegetação é composta por um mosaico de tipologias florestais, predominando: **Floresta Densa de Terras Baixas**, formada por árvores com aproximadamente 50 metros de altura, um tipo de vegetação com intensa regeneração; **Floresta Aberta de Terras Baixas com Palmeiras**, encontrada nos locais próximos às planícies aluviais de rios com vazão no período das cheias, esta é caracterizada como uma floresta com dossel aberto; **Floresta Aberta de Terras Baixas com Bambu**, além de manchas de **Campinaranas** (floresta sobre areia branca) e outras formações de **Floresta Aberta** e **Floresta Densa** (ACRE, 2010b). Os ambientes situados próximos aos cursos d'água se enquadram nas classes vulneráveis e moderadamente vulneráveis, ambos ambientes apresentando baixa resiliência e, sendo, prioritários para a conservação (ACRE, 2010c).

Diagnóstico dos PRCF

O diagnóstico foi realizado a partir de informações obtidas junto às instituições públicas relacionadas ao contexto setor aquaviário de comercialização de combustíveis, sendo elas: Instituto de Meio Ambiente do Acre (IMAC), Corpo de Bombeiros Militar do Estado do Acre

(CBMAC), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia (INMETRO).

As informações foram requeridas por meio de ofícios, obtendo-se: a) A situação de cada PFRC conforme as vistorias realizadas pelo CBMAC; b) A existência de PFRC dentro de Unidades de Conservação e projetos de PFRC protocolados no ICMBio; c) As recomendações técnicas referentes ao estado adequado da bomba e do tanque de armazenamento de combustíveis, de acordo com o INMETRO; d) A situação legal dos PFRC licenciados, ou em processo de licenciamento, junto ao IMAC.

Os projetos de licenciamento foram avaliados qualitativamente de acordo com critérios legais, técnicos e ambientais, considerando:

– Critérios legais e técnicos: Situação legal do empreendimento; Plano de resposta à incidentes; Atividades de fiscalização realizadas pelo Órgão governamental; Proposta de treinamento dos funcionários para a prevenção de acidentes e educação ambiental; Descrição geral do local onde o empreendimento será inserido (solos, meio, biótico, geologia, geomorfologia); Estudo de Impacto Ambiental (EIA) e Relatório de Impacto Ambiental (RIMA) e verificação de atendimento ao Termo de referência para licenciamento do Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA).

Quanto aos critérios de legalidade, os projetos foram classificados de acordo com a pontuação obtida em função do número de critéios legais atendidos. Assim estabeleceu-se: Completo = 5 pontos ou mais; Intermediário = 4 pontos; Insuficiente = 3 pontos ou menos.

– Critérios ambientais: O levantamento de informações do diagnóstico ambiental foi realizado através de expedição fluvial de três dias pelo rio Juruá, no qual foram feitos registros fotográficos dos PFRC e dos locais onde esses se encontravam instalados. Os impactos ambientais foram avaliados por meio do preenchimento de uma ficha de campo, considerando os itens apresentados no Quadro 1. A avaliação destes critérios foi realizada com adaptação ao método implementado por Souza (2009) e ARAÚJO et al. (2014).

Quadro 1. Guia de critérios e indicadores de avaliação de impactos ambientais.

IMPACTO	TEMPORALIDADE	ABRANGÊNCIA	GRAVIDADE	FREQUÊNCIA
A/B	P/A/F	P/L/R	B/M/A	B/M/A/E/P
Tipo de impacto				
A: Adverso - Impacto que altera negativamente o meio ambiente; (soma-se 1 ponto)				
B: Benéfico - impacto que altera positivamente o meio ambiente.				
Temporalidade				

IMPACTO	TEMPORALIDADE	ABRANGÊNCIA	GRAVIDADE	FREQUÊNCIA
A/B	P/A/F	P/L/R	B/M/A	B/M/A/E/P
P: Passado - Impacto identificado no presente, porém decorrente de atividade desenvolvida no passado (1 ponto)				
A: Atual - Impacto decorrente de atividade atual (2 pontos)				
F: Futura - Impacto previsto, decorrente de alterações nas atividades a serem implementadas no futuro (5 pontos)				
Abrangência				
P: Pontual - Atinge somente a área compreendida na bacia de contenção do PFRC (1 ponto) **L:** Local - Atinge o entorno da área do PFRC (2 pontos)				
R: Regional - Atinge áreas fora dos limites do posto revendedor de combustível (5 pontos)				
Gravidade				
B: Baixa - Danos poucos significativos, reversíveis em curto prazo (1 ponto)				
M: Média - Danos consideráveis, reversíveis em médio prazo (2 pontos)				
A: Alta - Danos severos, efeitos irreversíveis em médio prazo (5 pontos); e 0 = ausência de danos				
Frequência				
E: Eventual - Ocorre uma vez durante o ano (1 ponto) **B:** Baixa - Ocorre uma vez por mês ou menos (2 pontos)				
M: Média - Ocorre duas ou mais vezes por mês (3 pontos)				
A: Alta - Ocorre uma ou mais vezes por dia ou continuamente (4 pontos) **P:** Permanente – Permanece ao longo do tempo (5 pontos)				

Fonte: Adaptado de SOUZA (2009) e de ARAÚJO et al. (2014).

Para a tomada de decisão, quanto aos somatórios das pontuações e níveis de criticidade dos impactos, foram consideradas três classes de significância: 0 a 5 (desprezível), 5 a 8 (moderada) e entre 9 a 15 (crítica).

As informações secundárias foram obtidas por meio de pesquisa em documentos oficiais e textos científicos disponíveis em meio digital.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Situação legal dos PFRC

Em 2013, nos portos fluviais dos municípios Porto Walter, Marechal Thaumaturgo, Mâncio Lima, Rodrigues Alves e Cruzeiro do Sul encontravam-se instalados 14 PFRC, dos quais, 12 em atividade e dois inoperantes. Entre esses, 50% não possuiam licença de operação (Tabela 1).

Tabela 1. Identificação e situação dos PFRC, no ano 2013, no Vale do Juruá, Acre.

Identificação dos pontões	Município	Situação	Licença de operação
001	Porto Walter	Em funcionamento	Sim
002		Em funcionamento	Sim
003		Inoperante	Sim
004	Marechal Thaumaturgo	Em funcionamento	Sim
005		Em funcionamento	Sim
006		Em funcionamento	Sim
007		Em funcionamento	Sim
008		Inoperante	Não
009	Cruzeiro do Sul	Em funcionamento	Não
010		Em funcionamento	Não
011		Em funcionamento	Não
012		Em funcionamento	Não
013	Mâncio Lima	Em funcionamento	Não
014	Rodrigues Alves	Em funcionamento	Não

Fonte: ARAÚJO et al. (2014).

Verificou-se que dos 12 PFRC em operação, apenas sete detinham licença de operação para realizarem a atividade de revenda de combustível. A avaliação das licenças de operação revelou que, dos sete PFRC, apenas um atendia à totalidade das exigências para a atuação segura, atingindo os 5 pontos. A relação de exigências pode ser verificada na Tabela 2. Diante do diagnóstico, percebe-se a importância da realização de ações públicas sensibilização ao cumprimento das normas vigentes, por meio de práticas de educação ambiental de empreendedores do ramo de combustíveis aquaviários, um dos princípios da Política Nacional do Meio Ambiente.

Tabela 2. Documentos necessários para obtenção da licença de operação para postos de combustível flutuantes.

Item	DOCUMENTAÇÃO
1	Contrato social da empresa e primeira alteração social da empresa
2	Registro geral e cadastro de pessoa física do proprietário do posto de combustível
3	Procuração nomeando o representante legal da empresa, Registro geral e cadastro de pessoa física do procurador, declaração de residência do procurador
4	Cadastro técnico federal da empresa
5	Cadastro de pessoa jurídica da empresa
6	Certidão de uso e ocupação do solo
7	Atestado de vistoria dos extintores de incêndio emitidos pelo Corpo de Bombeiros
8	Memorial descritivo do PFRC emitido pelo Corpo de Bombeiros
9	Certificado de verificação das bombas de combustível nº 333.719-4 emitidos pelo INMETRO
10	Certidão de viabilidade técnica emitido pelo DEAS (Departamento Estadual de Água e Saneamento)
11	Publicação de requerimento de licença ambiental no diário oficial
12	Publicação de requerimento de licença ambiental no jornal de circulação local
13	Título de inscrição de embarcação emitido pela agência fluvial de Eirunepé/AM
14	Atestado "Nada a Opor" emitido pela Capitania dos Portos em Eirunepé/AM
15	Declaração de viabilidade de obtenção de certificado emitido pelo INMETRO, para os tanques de armazenamento de combustível
16	Contrato de compra e venda do PFRC
17	Detalhamento do tipo de tratamento e controle de efluentes provenientes dos tanques, bombas e áreas sujeitas a vazamento de petróleo ou resíduos oleosos.
18	Plano de manutenção de equipamentos, sistemas e procedimentos operacionais.
19	Plano de resposta a incidentes (em atendimento ao Plano de Emergência Individual (PEI)/ Resolução CONAMA Nº 398 (2008)
20	Programa de Treinamento de Pessoal

Fonte: Termo de Referência do IMAC (2011) para requerimento de licença ambiental de atividade de comercialização de combustíveis; ARAÚJO et al., 2014.

Caracterização técnica dos PFRC

Na Figura 1 verifica-se uma visão geral do aspecto dos PFRC que atuam na Regional Juruá, no Acre, e que apresentam boas condições para funcionamento. Neste, observam-se alguns itens de segurança, como boias, tambores de acondicionamento de substância para contenção de derramamento de pequenas quantidades, sinalizadores luminosos, cordas, entre outros. Além disso, percebe-se um bom estado de conservação em termos de estrutura e pintura.

Figura 1. Panorama geral de um posto flutuante de revenda de combustível.

De modo geral, um PFRC é constituído por oito Sistemas (MARTINS, 2012). Considera-se que a distinção entre esses Sistemas possibilita alcançar um gerenciamento mais apropriado. A seguir, os Sistemas são apresentados e caracterizados de modo objetivo:

A. Sistema elétrico - composto por três linhas principais de fiação elétrica que permitem, a partir do motor gerador, o acionamento das lâmpadas, das bombas de distribuição de combustível e do sistema de comunicação (sinais de alerta);

B. Sistema de abastecimento - formado pelas bombas de distribuição de combustível e gatilhos de liberação de combustível (Figura 2C).

C. Sistema de comunicação - constituído pelos dispositivos de sinalização luminosa, dispositivos de sinais sonoros e cartazes ilustrados e informativos (Figuras 2A, 2B e 2C).

D. Sistema de estabilização da embarcação - formado por boias internas do casco, que garantem a flutuação do PFRC, e pela poita ou âncora (Figura 2E), que tem como função a manutenção da embarcação na mesma localização.

E. Sistema de redução de pressão nos tanques - consiste em um suspiro, uma abertura vertical localizada em uma das colunas da estrutura do PFRC, que eleva os gases volatilizados, evitando que se acumulem e causem danos aos trabalhadores e aos usuários.

F. Sistema de combate a incêndios e de salvamento - composto por extintores de incêndio, boias individuais, coletes salva-vidas e kit de primeiros socorros (Figuras 2A, 2B, 2F e 2H).

G. Sistema de contenção de derramamentos - existem diferentes níveis de derramamento envolvidos na implementação da atividade de comercialização de combustíveis. O sistema é consituído por diferentes recursos, com recipiente/tambor contendo pó de serra ou areia (Figuras 2A, 2B e 2H), que é despejado sobre o combustível, em caso de derramamento, tornando-o consistente para ser removido com facilidade. Há, também, aletas dispostas no chão, formando uma “ilha” no entorno das bombas de abastecimento, que impede o espalhamento do combustível para dentro do corpo hídrico (Figura 2C); Ainda, é possível acionar um dispositivo de desligamento imediato do motor gerador, uma alternativa empregada em caso de vazamento imprevisto das bombas de abastecimento.

H. Sistema de abastecimento de água e despejo - Toda água utilizada nos PFRC da Regional Juruá é proveniente do rio Juruá (municípios Marechal Thaumaturgo, Porto Valter e Cruzeiro do Sul), do rio Liberdade (Cruzeiro do Sul) ou do rio Moa (Mâncio Lima). A água é elevada até a caixa receptora através de motobombas, sendo utilizada nos procedimentos de limpeza em geral e nos sanitários (Figura 2D e Figura 3).

Figura 2. Representação ilustrativa dos sistemas constituintes de PFRC da Regional Juruá, no Acre, em 2013. A. Panorama geral de um pontão; B. Iluminação, cartaz informativo e extintores de incêndio; C. Bomba de combustível, cartaz informativo, "ilha" de contenção de derramamentos; D. Motobomba e reservatório de água; E. Poita, sistema de sinalização luminosa, grade de proteção para botijas de gás; F. Extintor de incêndios e colete salva-vidas individual; G. Kit de primeiros socorros; H. Recipiente de material absorvente (pó de serra/areia). Ilustrações: Jardesson Oliveira, 2013.

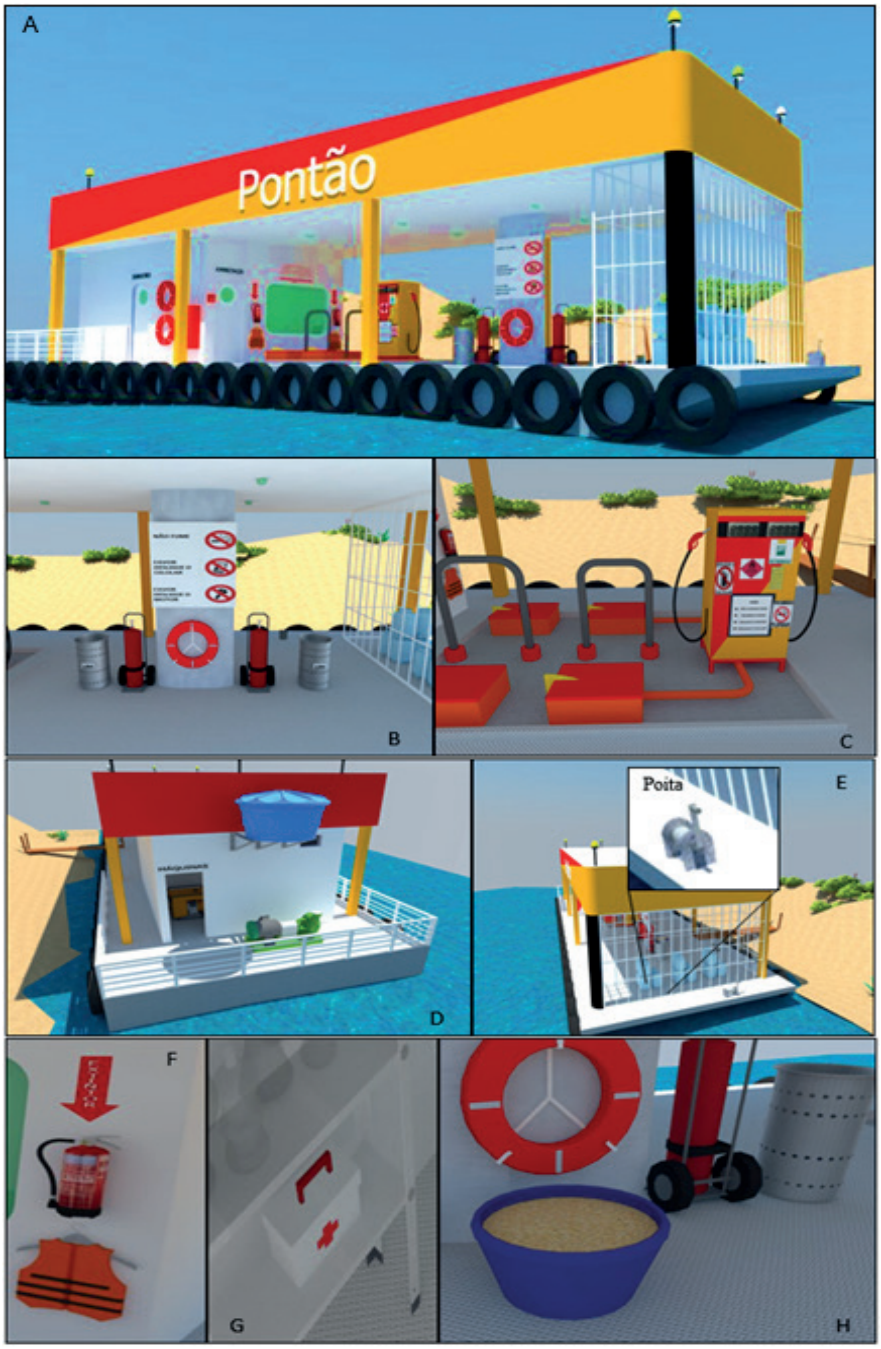
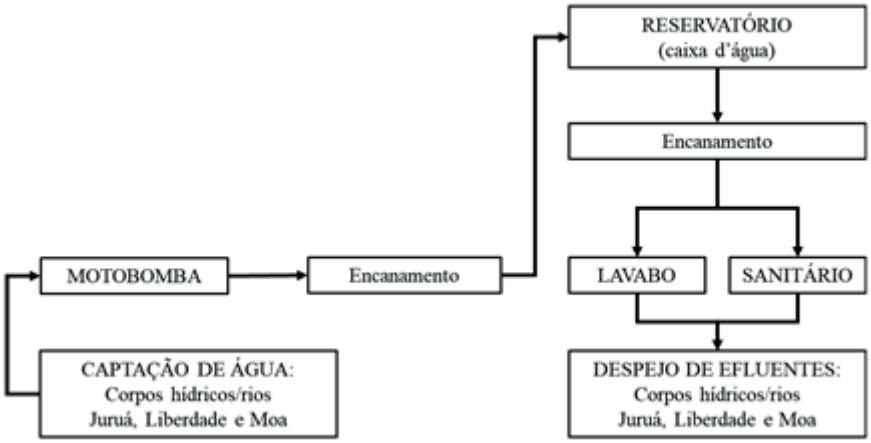


Figura 3. Sistema hidráulico de um PFRC, característico da Regional Juruá, no Acre, em 2013. Fonte: Adaptado de MARTINS, 2012.

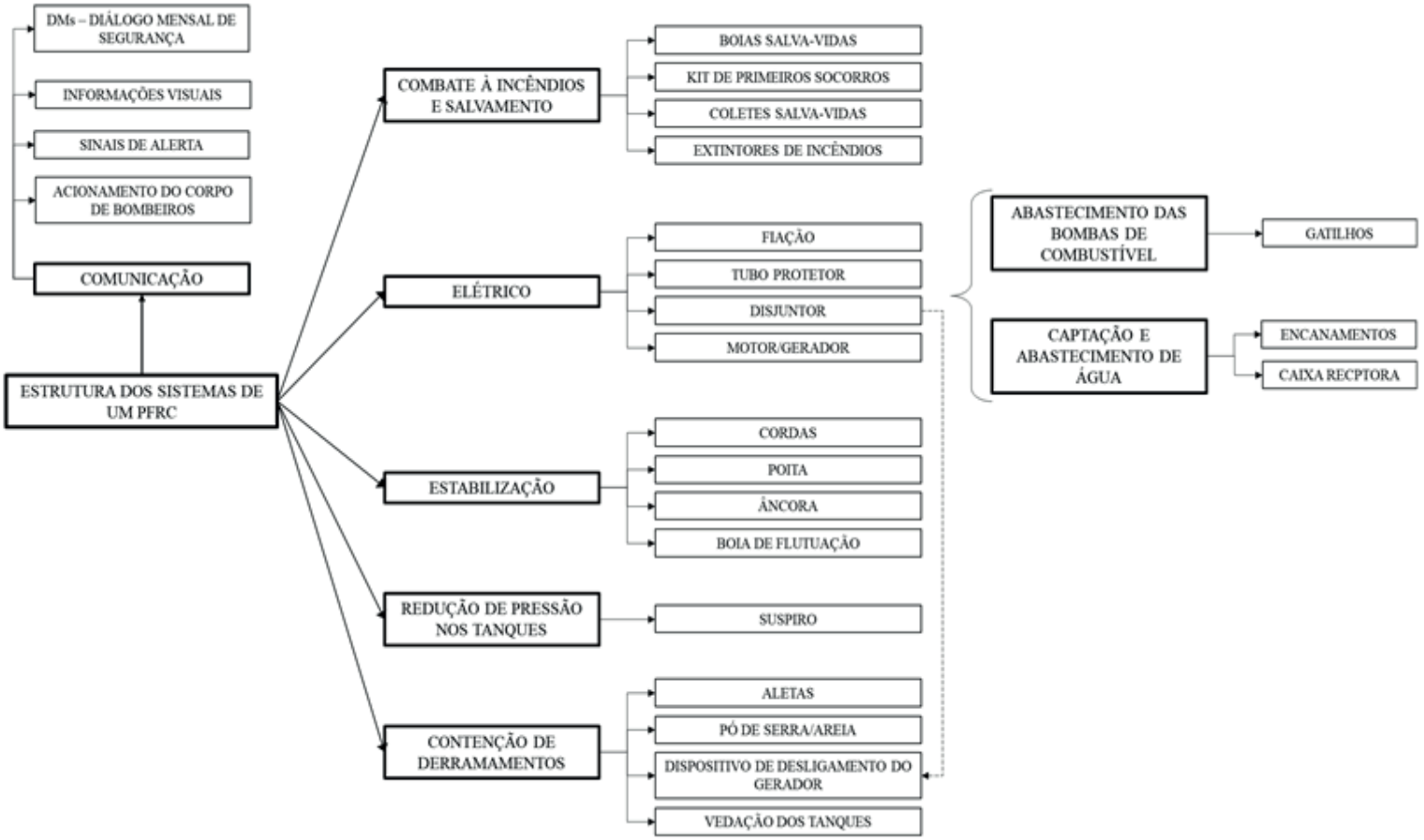


Considerando os sistemas acima descritos, verificou-se que todas as bombas de distribuição de combustível encontram-se em ótimo estado de conservação, não representando nenhum risco aparente para os funcionários e população local, exceto os PFRC inoperantes. Mas, todos os PFRC careciam de, pelo menos, dois extintores manuais de PQS (pó químico seco) de 6 quilogramas cada, um extintor sobre rodas PQS (pó químico seco) de 20 quilogramas e de, pelo menos, duas lâmpadas de iluminação de emergência.

Chama-se a atenção para a necessidade de adequação das instalações elétricas de alguns PFRC, que se encontravam em condições precárias, expondo tanto trabalhadores e usuários, quanto moradores do entorno, devido ao risco de acidentes envolvendo curtos-circuitos e faíscas, que poderiam evoluir para explosões devidos aos gases que podem se acumular no local. Principalmente, quando considerar que nem sempre as rotas de fuga apresentam boas condições para o caso de haver um evento de emergência.

Verificou-se em um dos PFRC a existência de 20 botijas de GLP (gás liquefeito de petróleo) armazenadas próximas à bomba de distribuição de combustível, configurando sua disposição de forma irregular. Levando em consideração todo o diagnóstico realizado, ressalta-se que o referido PFRC, não atendeu a nenhuma das normas essenciais para a garantia da segurança, não apenas dos funcionários, mas dos usuários e do local como um todo. A exemplo disso, observou-se a livre circulação de pessoas não autorizadas no empreendimento.

Figura 4. Fluxograma dos Sistemas de um PFRC da Regional Juruá, no Acre, 2013. Fonte: Adaptado de MARTINS, 2012.



Diagnóstico dos PFRC sob o aspecto ambiental

Os resultados obtidos para os critérios de avaliação dos impactos ambientais são apresentados na (Tabela 3).

Tabela 3. Avaliação dos impactos verificados no diagnóstico ambiental realizado nos PFRC, no Vale do Juruá, Acre, 2013.

IMPACTO	CRITÉRIO					
	Tipo	Temporalidade	Abrangência	Gravidade	Frequência	Total
Perturbação da vida aquática	+1	1	1	1	4	8
Alteração da APP	+1	2	1	1	5	9
Comparência de lixo	+1	1	1	3	4	10
Emissão de efluentes	+1	1	5	2	4	13
Geração de renda	B	5	5	0	4	14

Onde: APP = área de preservação permanente. Fonte: ARAÚJO et al. (2014) atualizado.

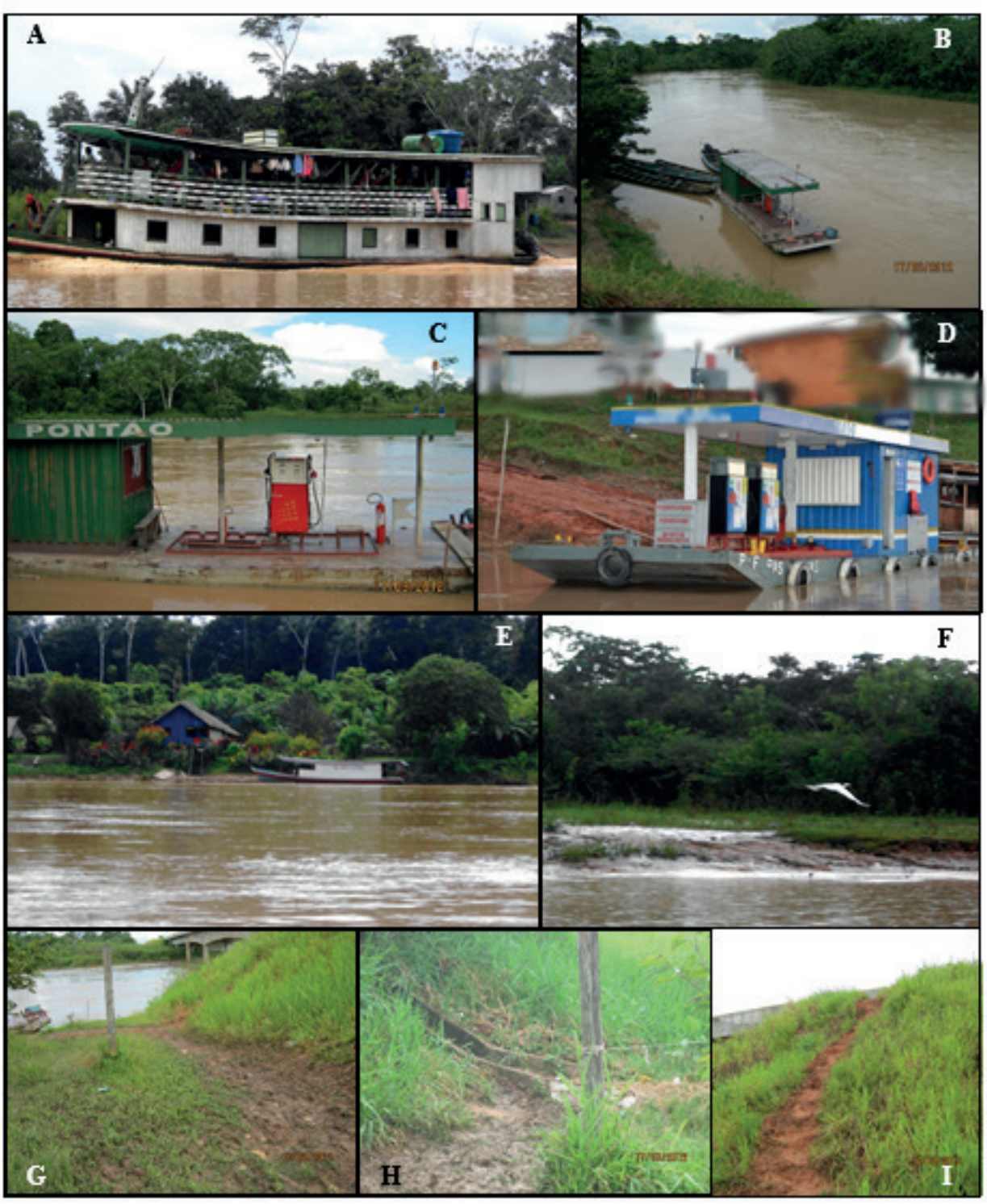
Em todos os PFRC a área de influência direta (AID) pode ser representada pelos corpos hídricos, pelas praias de rio (bancos de areia) e pelos lagos naturais próximos. No caso de derramamento de combustível, provocado por algum evento imprevisto, esses seriam os locais que apresentam maior risco de contaminação. Desse modo, as áreas de influência indireta (AII) compreenderão toda a vegetação das margens dos rios, afetando a fauna e

vegetação das áreas aluviais, que é constituída por florestas nativas e roçados implantados pelas populações ribeirinhas. Uma tipologia predominante na região são as florestas abertas com bambu, onde espécies do gênero *Guadua* ocorrem ao longo do rio Juruá, nos municípios de Cruzeiro do Sul, Porto Walter e Marechal Thaumaturgo (ACRE, 2011).

Com a menor pontuação obtida, a perturbação à vida aquática, atingiu oito pontos, correspondendo a um impacto de significância moderada, cuja perturbação observável superficialmente não se mostrou severa, uma vez que, não foram observados animais aquáticos mortos ou debilitados nas proximidades. Além disso, considerou-se o ponto de vista posto por Müller (2003), de que a depender das características apresentadas pelo corpo d'água e da quantidade de agentes poluidores nele despejados, sua recuperação poderá ocorrer naturalmente, pelo fato de existirem bactérias que são capazes de biodegradar uma quantidade moderada de resíduos. Essa condição pode representar um menor efeito negativo sobre a fauna aquática, uma vez que pode reduzir o efeito cumulativo.

Quanto a cobertura do solo nas APP das áreas adjacentes, a vegetação nativa foi suprimida, havendo a predominância de gramíneas e ocorrência de locais com solo exposto e com processos de erosão (Figura 5). Assim, o somatório da pontuação do impacto sobre a APP alcançou os nove pontos, sendo considerada uma significância de nível crítico, devido às ações realizadas no passado, mas que podem ser identificadas. Desta forma, tais danos são considerados mitigáveis, em razão da abrangência ser local, ou seja, por ocorrer somente na AID. Todavia, faz-se necessária a adoção de medidas para a recuperação da vegetação e intervenções que possam conter os processos erosivos.

Figura 5. A. Embarcação de passageiros; B. PFRC no rio Liberdade; C. PFRC em Mâncio Lima; D. PFRC em Porto Walter; E. Batelão atracado na margem do rio Juruá; F. Vegetação e avifauna na margem do rio Juruá; G, H, I. Trilhas de acesso ao PFRC.



Constatou-se que há descarte inadequado de lixo composto por resíduos sólidos (lixo) de diferentes naturezas no local e nas proximidades de onde os PFRC estão instalados. Na prática, a presença de lixo foi constatada em 35,7% das áreas adjacentes aos PFRC visitados, podendo esse ser considerado um impacto permanente, por ser decorrente de uma atividade constante. Os impactos relativos ao lixo têm relação com o fluxo de pessoas, comércio local e demais embarcações, não podendo ser atribuído apenas aos PFRC.

Entretanto, o somatório final obtido para esse impacto atingiu os dez pontos, indicando nível crítico de significância. A ausência de lixeiras no pontão ou próximo a eles, pode evitar ou mitigar este impacto.

Para a emissão de efluentes, a soma total da pontuação foi de 13 pontos, e é um aspecto considerado de significância crítica, especialmente devido à abrangência e à temporalidade. A emissão de efluentes diretamente na calha do corpo hídrico representa o aporte de material orgânico extra, que pode atuar reduzindo a oxigenação da água, prejudicando a vida aquática, além do despejo de um material que pode conter microorganismos nocivos, com potencial para provocar doenças. Um fato observado, em alguns casos, foi a captação de água para consumo humano nas proximidades de alguns PFRC.

Contudo, o aspecto socioeconômico, relativo à geração de renda e a viabilização de diversas atividades para a população local, não pode ser ignorado. A geração de renda somou 14 pontos, representando um nível alto de impacto que, nesse caso, é positivo.

Melhorias para o setor aquaviário de PFRC

Pelo panorama retratado, entende-se que, alguns ajustes podem contribuir para que o funcionamento dos PFRC da Regional Juruá do estado do Acre, possa ocorrer de modo mais integrado às exigências legais, e com um melhor atendimento aos princípios de sustentabilidade. Salienta-se que esse setor é de extrema relevância para o desenvolvimento regional, tanto para a população ribeirinha, quanto para a população urbanizada.

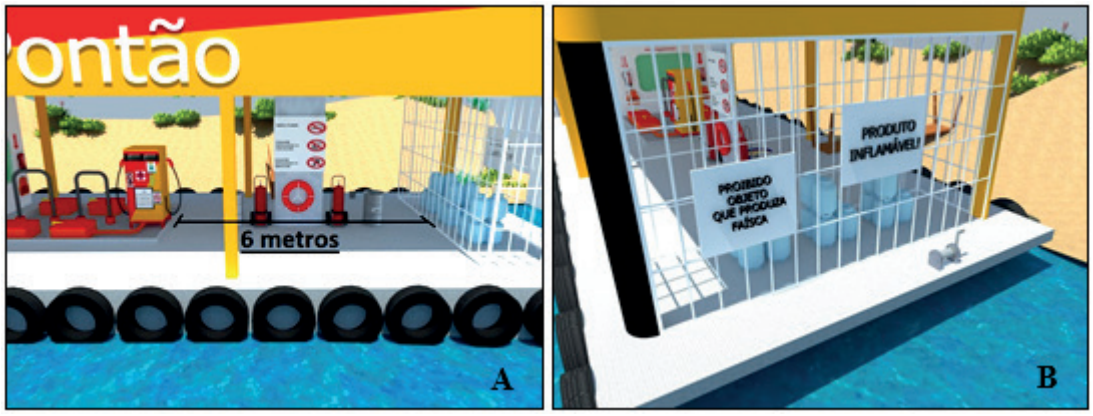
Porém, a Norma Regulamentadora (NR 20), Portaria 1.360 de 2019, define que os procedimentos operacionais dos postos de serviço, que fornecem no varejo inflamáveis (líquidos e gases) e combustíveis, devem conter instruções claras e suficientes para o desenvolvimento de procedimentos operacionais de uma instalação, considerando os aspectos de segurança, saúde e meio ambiente (ME, 2019).

Como já supracitado, alguns PFRC revendem gás GLP, o que por si só não se configura uma infração, visto que, a norma brasileira NBR ABNT 15.514, de 2007, estabelece que flutuantes (balsas e pontões) fabricados de metal são utilizados para armazenar esse tipo de recipiente e outros combustíveis líquidos. Entretanto, no local deve haver os seguintes materiais de apoio: balança, material para teste de vazamento e extintor (ABNT, 2007), além disso, deve ser garantida a distância mínima entre o lote de recipientes de no mínimo 1 (um) metro, e entre os recipientes de GLP e demais recipientes que apresentem líquidos com propriedade inflamável de 6 (seis) metros.

Outra determinação exigida pela NR 20 de 1978 para que o GLP seja mantido em segurança, refere-se ao local onde o mesmo será depositado, devendo haver uma área restrita para o armazenamento, a qual deve conter placas sinalizadoras indicando a presença

de material inflamável e a proibição de uso de qualquer fonte de ignição capaz de produzir faísca, como ilustra a imagem abaixo (Figura 6).

Figura 6. A. Distância mínima a ser mantida entre a bomba de combustível e o setor de armazenamento dos recipientes de gás (GLP); B. Modelo de placas informativas para a sinalização dos locais de armazenamento de gás (GLP). Ilustrado por Jardesson Oliveira, 2013.



O Código Florestal (CF) brasileiro, Lei nº 12.651 de 2012, no parágrafo 3º, inciso II, determina que a APP é uma área que deve ser protegida, independente da prevalência, ou não, de cobertura vegetal nativa. Estas áreas prestam serviços ambientais como: manutenção dos recursos hídricos, do solo, da flora, da paisagem, da viabilização do deslocamento da fauna, da estabilidade ambiental, entre outros, além da saúde e da qualidade de vida das populações humanas. A artigo 4º do CF, em seu inciso I, da Lei nº 12.651 de 2012, estabelece que, tanto na zona urbana, quanto rural, são consideradas APP as faixas localizadas às margens de corpos d'água naturais, perenes e intermitentes, incluindo a borda da calha ao leito regular. A largura mínima reservada para APP, neste caso, deve ser de 200 metros para os corpos d'água que tenham entre 200 e 600 metros de largura, e de 100 metros para aqueles que apresentem entre 50 e 200 metros de largura (BRASIL, 2012).

Com o intuito de preservar e conservar as APP, mitigando os impactos da instalação e da operação da atividade, é imprescindível que sejam realizadas ações voltadas à educação ambiental, de modo que haja a coleta periódica dos resíduos sólidos, que sejam eventualmente depositados nesses locais.

> "O acúmulo de lixo favorece o desenvolvimento de microorganismos patogênicos (fungos, vírus e bactérias) possíveis causadores de doenças em humanos (como micoses, hepatite e tétano), além de abrigar vetores de doenças como moscas, baratas e ratos" (SILVA e MARMONTEL, 2009).

Silva e Marmontel (2009), ao investigarem a *causa mortis* de peixe-boi Amazônico, apontam que a ingestão de lixo plástico como uma das causas, prejudicando a fauna e a biodiversidade local, devido a variabilidade de materiais.

Outra medida indicada é a revegetação de áreas que estejam prejudicadas pela supressão parcial ou total da cobertura vegetal, devendo ser introduzidas espécies nativas, apropriada para cada tipo de ambiente. Neste caso, nas margens dos rios onde se encontram instalados os PFRC, verificou-se a ocorrência de espécies como embaúba (*Cecropia* spp.) e capim elefante, uma espécie pioneira nativa e outra espécie exótica invasora, respectivamente.

É necessária a implementação de programas de conscientização, desenvolvidos pelo poder público, dos atores-chave envolvidos (proprietários, funcionários, usuários, comunidade) quanto ao cuidado e à destinação dos resíduos sólidos e dos efluentes oriundos dos PFRC, como o esgoto sanitário, restos de óleo e combustíveis, embalagens, restos de alimentos e outros, que são jogados diretamente no rio e na margem adjacente. Esse problema está relacionado, principalmente, com a ausência de capacitação para execução correta da atividade. Desse modo, recomenda-se a intensificação da fiscalização, especialmente de cunho educacional nos distintos níveis de ensino e na comunidade.

A questão dos danos ambientais desencadeados é tratada no Decreto Nº 6.514 de 2008, em seu Artigo 61º, dispõem sobre as infrações relacionadas à poluição e demais alterações, e estabelece a penalidade na forma multa aplicada após a realização de laudo técnico, cujo valor vai de R$ 5.000,00 a R$ 50.000,00, de acordo com a intensidade do dano cometido. No Artigo 62º, estão listadas as situações (XVII incisos) passíveis de serem penalizadas por meio do pagamento de multa (BRASIL, 2008).

Por esta razão, o Termo de Referência (TDR), estabelecido pelo Órgão licenciador, exige “detalhamento em relação ao tipo de tratamento e controle de efluentes provenientes de tanques, bombas e áreas provenientes de vazamento de petróleo ou resíduos oleosos” (IMAC, 2011), complementarmente, também, é exigido o estabelecimento de um Programa de Treinamento de Pessoal. Nesse caso, é conveniente que haja um esforço por parte dos empreendedores do setor, para que se organizem como grupo, facilitando seu acesso às políticas públicas que viabilizem a operação da atividade, de modo exemplar.

Devido à condição inerente da atividade, o risco de incêndio é constante. Mas, a NR 23 de 1978 se destina a apresentar medidas que favorecem a proteção contra acidentes envolvendo incêndios, e estabelece que cada extintor deve ser usado de acordo com a classe do fogo que se deseja extinguir (MTE, 1978). Na NR 23 de 1978 está previsto que, extintores com pesos que variem entre 60 e 150 quilos deverão ser instalados sobre rodas de modo a facilitar o transporte.

Para o CBMES (2016, p.12), o “incêndio que ocorre em materiais líquidos inflamáveis” são de classe B, existindo ainda os incêndios da classe A (materiais sólidos ou fibrosos), da classe C (equipamentos elétricos energizados) e classe da D (metais pirofóricos ou ligas metálicas).

CBMES (2016) esclarece que, os extintores de PQS (pó químico seco), indicados para incêndios das classes B e C, são constituídos de bicarbonato de sódio, bicarbonato de potássio ou cloreto de potássio, e quando pulverizados sobre as chamas formam uma nuvem de pó capaz de eliminá-lo devido ao abafamento, que impede o contato do oxigênio com o material combustível e de um fenômeno de reação em cadeia. Segundo Martins (2009), para que aconteça o incêndio são necessários os elementos que constituem o triângulo do fogo (combustível, calor, oxigênio) e que ocorra a tal reação em cadeia, que configura o tetraedro do fogo, quando a queima se torna autossustentável, necessitando que seja adotada ação visando a retirada de um desses elementos constituintes do triângulo do fogo.

A iluminação do ambiente é de grande importância e visa garantir a segurança do local e dos funcionários, desse modo, a ABNT NBR 10.898 (2013) trata das recomendações técnicas mínimas que regem os sistemas de iluminação de emergência e estabelece que, para uma iluminação apropriada é necessário que esta permita a segurança patrimonial, as rotas de fuga, a localização de pessoas e o controle visual das áreas abandonadas. Além disso, deve-se respeitar a intensidade máxima para evitar ofuscamento, bem como, utilizar anteparo fechado de modo a impedir a entrada de fumaça e não prejudicar seu rendimento luminoso (ABNT, 2013).

Sendo a segurança das instalações elétricas uma prioridade, a NR 10 de 2004 estabelece que as instalações elétricas energizadas só poderão ser feitas mediante ao estabelecimento de procedimentos específicos e detalhados e, tanto os documentos técnicos quanto a construção, a montagem, a operação, a reforma, a ampliação, o reparo, a inspeção e a supervisão, devem ser realizadas por um profissional autorizado. No entanto, é admitida a possibilidade de ampliação ou a eliminação de algumas medidas, desde que justificada tecnicamente pelo profissional habilitado, devendo a responsabilidade ser compartilhada entre contratantes e contratados (MTE, 2004).

No caso das bombas de combustível, a Norma NIT-SEFLU-005 do Instituto Nacional de Metrologia Qualidade e Tecnologia (INMETRO, 2018) trata da inspeção de bombas medidoras de combustível líquido e destaca as condições para a inspeção das bombas de combustível, dentre essas: teste de constatação de vazamento, proteção dos mostradores, instalação e funcionamento de dispositivos de iluminação, existência e adequação dos mostradores das bombas, proteção e isolamento das instalações elétricas, inscrições obrigatórias em todos os dispositivos das bombas, exames para verificação do funcionamento adequado e, por último, a verificação dos totalizadores que são as informações adquiridas no início e final dos exames metrológicos. Vale ressaltar que, no caso dos PFRC da Regional Juruá, todos os projetos de licenciamento protocolados apresentavam os certificados de verificação das bombas de combustível emitidos pelo próprio INMETRO.

A manutenção dos sistemas e dos equipamentos dos PFRC deve ser realizada periodicamente a fim de garantir seu bom funcionamento. Na Tabela 4, encontram-se resumidas algumas sugestões que podem ser adotadas visando um melhor desempenho.

Tabela 4. Manutenção de equipamentos, recomendações para o desempenho com qualidade.

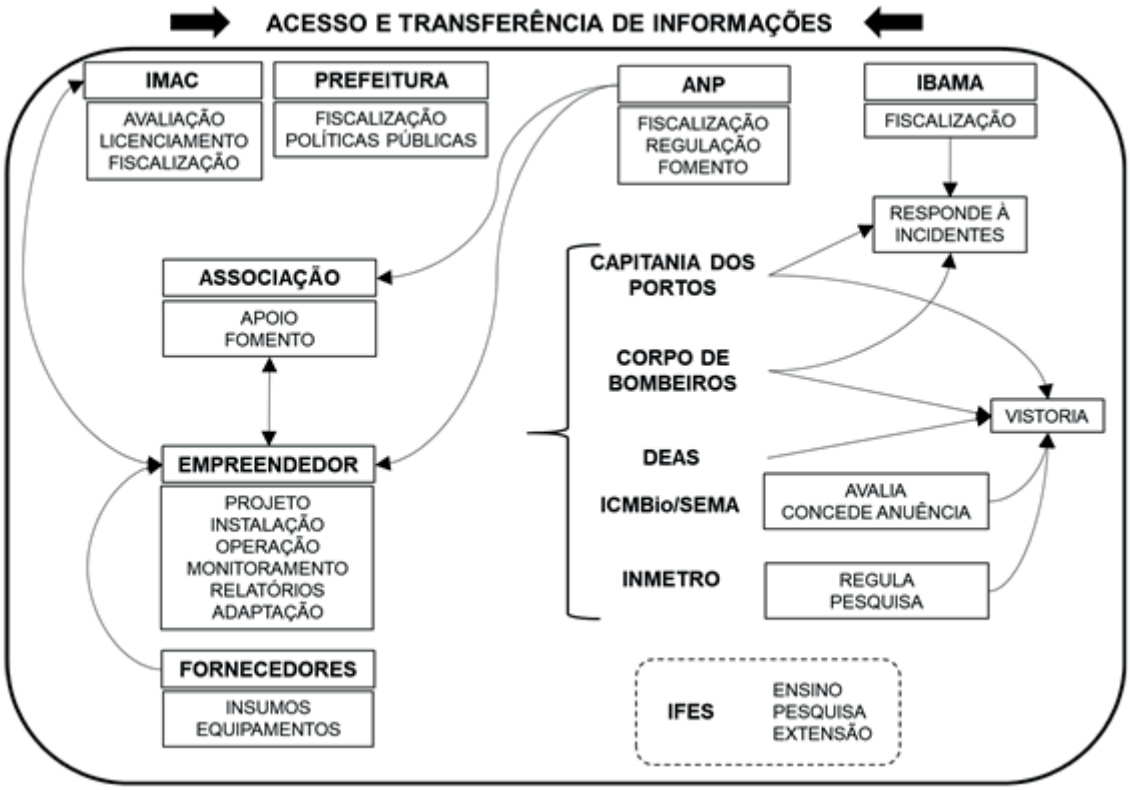
SISTEMA	EQUIPAMENTOS	RECOMENDAÇÃO PARA QUALIDADE
A. Sistema elétrico	Fios	Uso de fios com as especificações adequadas (indicadas por técnico eletricista);
	Tubos protetores	Tubos galvanizados protegendo toda a fiação do sistema;
	Motor gerador	Revisão periódica; Manutenção dos componentes comprometidos; Substituição de componente;
	Disjuntor	Revisão periódica; Substituição de componente;
B. Sistema de comunicação	Sub-sistema de informações visuais	Placas mantidas legíveis, não podendo haver rasuras;
	Sub-sistema de sinais de alerta	Lâmpadas reservas; Fusível reserva; Manutenção do sistema periodicamente;
	Sub-sistema de acionamento do corpo de bombeiros	Identificação da rádio mais apropriada; Disponibilização de meio de comunicação (telefone ou rádio) para contactar;
C. Sistema de estabilização da embarcação	Boias de flutuação	Inspeção periódica; Garantia de desobstrução dos compartimentos; Identificação de alterações nas características do revestimento (furos, pontos de ferrugem, amassados, descascamento, alterações na coloração);
	Cordas	Realização de testes de rotina para verificação da resistência das cordas; Substituição das cordas a cada 6 meses;
	Poitas	Verificação da amarração das poitas; Uso de poitas com peso apropriado para proporcionar a imobilidade do Pontão;
D. Sistema redução de pressão nos tanques	Suspiros	Inspeção periódica; Garantia de desobstrução dos compartimentos; Identificação de alterações nas características do revestimento (furos, pontos de ferrugem, amassados, descascamento, alterações na coloração);
E. Sistema de abastecimento	Gatilho	Inspeção periódica; Identificação de falhas no funcionamento (vazamentos);
	Bombas de abastecimento	Inspeção periódica; Identificação de falhas no funcionamento (vazamentos); Substituição de mangueiras, gatilhos, letreiros informativos sempre que for identificada irregularidade.
F. Sistema de combate a incêndios e salvamento	Extintores	Inspeção periódica; Realização de testes de rotina (escolha aleatória) para verificar o funcionamento dos extintores (integridade da etiqueta, funcionamento da válvula, lacre, adequação do suporte, data de validade, magote, manômetro); Inclusão de treinamento para utilização de extintor na capacitação dos funcionários.
	Kit de primeiros socorros	Verificação das datas de validade; Substituição dos produtos vencidos e/ou faltantes; Inclusão do item – primeiros socorros – na capacitação dos funcionários;
G. Sistema de contenção de derramamentos	Vedação dos tanques de combustível	Inspeção periódica; Garantia de desobstrução dos compartimentos; Identificação de alterações nas características do revestimento (furos, pontos de ferrugem, amassados, descascamento, alterações na coloração);
	Desligamento do motor gerador	Integridade do disjuntor principal;
	Pó de serra	Verificação do recipiente de armazenamento; Disponibilização de material seco, para maior capacidade de absorção;

SISTEMA	EQUIPAMENTOS	RECOMENDAÇÃO PARA QUALIDADE
H. Sistema de abastecimento de água e despejo	Caixa receptora	Verificação de vazamentos; Manutenção da caixa fechada; Limpeza periódica;
	Encanamentos	Verificação de vazamentos; Verificação das conexões (substituição se for o caso);
	Lavabo	Manutenção da limpeza; Verificação de vazamentos;
	Sanitários	Manutenção da limpeza; Verificação de vazamentos.

Os procedimentos de manutenção devem seguir a legislação vigente no país, desde o âmbito federal até municipal. Dessa forma, o empreendedor deve interar-se sobre todas as normas relevantes para operação da atividade, por exemplo: Portarias da Agência Nacional do Petróleo, Gás natural e Biocombustíveis, Leis trabalhistas, Lei de crimes ambientais, Normas de segurança NR/NBR e outras.

Entende-se a importância da necessidade do estabelecimento de parcerias entre as instituições que atuam, direta ou indiretamente, com o setor de revenda de combustíveis em PFRC (Figura 6). Essa interação poderia contribuir consideravelmente para o fortalecimento do desenvolvimento socioeconômico e ambiental da região, favorecendo a introdução de novas tecnologias e práticas, inclusive melhorando a capacidade de resposta aos incidentes.

Figura 7. *Cluster* da cadeia organizacional do setor de PFRC.



CONSIDERAÇÕES FINAIS

Todos os PFRC provocam impactos negativos, em menor ou maior grau, podendo esses serem momentâneos ou configurarem passivos ambientais, cujos prejuízos são coletivos. Desse modo, é preciso que sejam implementadas medidas mitigadoras previstas nos projetos de licenciamento, sobretudo àquelas relacionadas à proteção dos solos (erosão) e da água. E caso não estejam claramente abordadas ou pendentes, é importante que as instituições públicas e privadas cooperem entre si para que todos os PFRC operem dentro da legalidade.

São bem-vindas iniciativas que visem a melhoria da infraestrutura dos portos, onde os PFRC encontram-se atracados para que os serviços sejam prestados com segurança e ao mesmo tempo proporcionem melhor qualidade de vida a população.

Apesar da organização social ser um ato espontâneo, é fundamental que os empreendedores incentivem essa prática através da estruturação coletiva, criando associações que os represente, e que seja facilitadora para a interação com as Instituições envolvidas, priorizando as melhorias necessárias e orientando o planejamento a longo prazo dessa atividade na região.

Chama-se atenção para a inclusão de análises químicas periódicas para a garantia da qualidade do produto e a transparência da prestação do serviço de abastecimento de combustíveis.

Um fundo duplo na construção de novos pontões é um dos aspectos que deve ser considerado para a garantia de maior estabilidade da embarcação e prevenção de danos diretos ao reservatório de combustível.

Em todos os PFRC licenciados é preciso reforçar o sistema de combate à incêndios, incluindo dois extintores manuais de PQS (pó químico seco) com 6 quilos cada, um extintor sobre rodas PQS (pó químico seco) de 20 quilos e duas lâmpadas de iluminação de emergência. Assim como, o sistema de sinalização ganharia em fortalecer os dispositivos de emissão de sinais sonoros e inclusão de bandeiras náuticas sinalizadoras.

A vigilância e a fiscalização devem ser mais rigorosas principalmente em relação aos documentos exigidos para a obtenção das licenças de instalação e de operação. A importância dessas ações deve-se ao fato de que as deficiências relacionadas à educação ambiental, na maioria das vezes são decorrentes da ausência delas e não de ações como a repressão, pois extrapola o contexto do empreendimento, incluindo as instituições e a população que é beneficiada com esse serviço.

AGRADECIMENTOS

À todas as Instituições que foram solicitas, interessadas e que disponibilizaram as informações e os documentos utilizados nesta pesquisa, em especial à Capitania dos Portos de Eurinepé/AM.

À Jardesson Oliveira, Engenheiro Florestal e ilustrador convidado, 2013.

REFERÊNCIAS

1. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 15.514: Área de armazenamento de recipientes transportáveis de gás liquefeito de petróleo (GLP), destinados ou não à comercialização — Critérios de segurança. 2007.

2. ABNT. Associação Brasileira de Normas Técnicas. NBR 10.898: Sistema de Iluminação de Emergência. 2013. 38p.

3. ACRE. Governo do Estado do Acre. Plano Territorial de Desenvolvimento Rural Sustentável do Vale do Juruá - Acre. 130p., 2011.

4. ACRE. Governo do Estado do Acre. Programa Estadual de Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre. Zoneamento Ecológico-Econômico: indicativos para a gestão territorial do Acre. Documento final – 1ª fase. Rio Branco: SECTMA, v.1, 2000. 116p.

5. ACRE. Governo do Estado do Acre. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II (Escala 1:250.000). Documento Síntese. 2. Ed. Rio Branco: SEMA, 2010a. 356p.

6. ACRE. Governo do Estado do Acre. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II (Escala 1:250.000): Mapa Temático Vegetação. Rio Branco: SEMA, 2010b.

7. ACRE. Governo do Estado do Acre. Zoneamento Ecológico-Econômico do Estado do Acre, Fase II (Escala 1:250.000): Mapa Temático Vulnerabilidade. Rio Branco: SEMA, 2010c.

8. ARAÚJO, J. C.; MARTINS, B. C.; NAGY, A. C. G. Situação Ambiental de Postos de Combustível Flutuantes, do Vale do Juruá, Acre. In: 10° Simpósio Nacional de Recuperação de Áreas Degradadas, 2014, Foz do Iguaçú. X SIMPÓSIO NACIONAL SOBRE RECUPERAÇÃO DE ÁREAS DEGRADADAS, 2014.

9. BERNADINI, C. F.; PINTO, C. R. S. C.; MACHADO, M. M. M. Diagnóstico dos controles ambientais em postos revendedores de combustíveis do município de São José. 2016. Trabalho de Conclusão de Curso (Engenharia Sanitária e Ambiental). Universidade Federal de Santa Catarina, Florianópolis, 2016. 120 f.

10. BRASIL. Decreto nº 6.514, de 22 de julho de 2008. Dispõe sobre as infrações e sanções administrativas ao meio ambiente, estabelece o processo administrativo federal para apuração destas infrações, e dá outras providências. DOU de 23/07/2008, p.1.

11. BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Código Florestal. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. D.O.U. de 28/05/2012, p.1, Texto original.

12. CBMES. Corpo de Bombeiros Militar do Governo do Estado do Espírito Santo. Curso de formação de brigadistas eventuais. Organizadores: LIMA, S. T. C.; ENCARNAÇÃO, L. G.; Atualização: ANDRADE, L. C. de; SILVA, J. P. R. da. 2016. 113p. Centro de Ensino e Instrução de Bombeiros - Seção de Cursos de Extensão.

13. CHAVES, S. O. de C.; SETA, M. H. de. Vigilância sanitária em saúde do trabalhador em postos revendedores flutuantes de Manaus, Amazonas. Vigilância Sanitária em Debate. v.8, n.2, p.75-83, 2020. Doi: 10.22239/2317-269x.01432.

14. DUARTE, A. F.; MARCARENHAS, M. D. M. Manifestações do bioclima do Acre sobre a saúde humana no contexto socioeconômico da Amazônia. Amazônia: Ci. & Desenvolvimento, Belém, v. 3, n. 5. 2007.

15. IMAC. Instituto de Meio Ambiente do Acre. Termo de Referência (TDR): documentação necessária para obtenção da licença ambiental de atividade de comercialização de combustíveis. 2011.

16. INMETRO. Instituto Nacional de Metrologia, Qualidade e Tecnologia. NIT-SEFLU-005. Verificação e inspeção de bomba medidora para combustíveis líquidos. 2018.

17. KERBER, F. F. Atendimento a Legislação Ambiental em Postos de Abastecimento de Combustíveis: Uma Contribuição a Perícia Ambiental Criminal. 2013. Dissertação (Mestrado Profissional em Perícias Ambientais Criminais), Universidade Federal de Santa Catarina, Santa Catarina, 2013. 129f.

18. LOPES, C. R. S. Riscos no trabalho em postos de combustíveis. 2017.Trabalho de Conclusão de Curso (Especialista em Engenharia de Segurança do Trabalho), Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Londrina, 2017. 56 f.

19. MARTINS, B. C. Posto Flutuante: Plano de manutenção de equipamentos, sistemas e procedimentos operacionais, plano de resposta a incidentes, programa de treinamento de pessoal. Pontão Flor das Águas, Cruzeiro do Sul: Acre. 2012. 99 p.

20. MARTINS, E. C. Avaliação dos riscos de incêndio no armazém da Verde Grão armazéns gerais LTDA. 2009. Trabalho de Conclusão de Curso. Curso Técnico em Segurança do Trabalho, Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Sul de Minas Gerais, Muzambinho, 2009. 59p.

21. ME. Ministério da Economia. NR 20. Portaria Nº 1.360, de 9 de dezembro de 2019. Líquidos Combustíveis e Inflamáveis. DOU de 10/12/2019 - Seção 1.

22. MELO, L. M. R. de.; MANRIQUE, H. N., MACHADO, J. H. R., SILVA, H. A. Os impactos ambientais em decorrência da interferência negativa humana arrazoada pelo progresso econômico. Brazilian Journal of Development, v. 6, n.10, p:74935-74952, 2020.

23. MENDES, C. L. Aspectos geológicos do estado do Acre e implicações na evolução da paisagem. Rio Branco, AC: Embrapa Acre, 2006. 25 p. il. color. (Embrapa Acre. Documentos, 104).

24. MESQUITA JUNIOR, G. Enciclopédia dos municípios acreanos. Cruzeiro do Sul. Brasília. Volume 2: Senado Federal, 2004. 62p.

25. MTE. Ministério de Estado do Trabalho e Emprego. NR 10. Portaria GM n.º 598, de 07 de dezembro de 2004. Segurança em instalações e serviços em eletricidade. 2004. D.O.U.: 08.12.2004.

26. MTE. Ministério de Estado do Trabalho e Emprego. NR 23. Portaria GM nº 3.214 de 08 de junho de 1978 (atualizada). Proteção Contra Incêndios. DOU 06/07/1978.

27. MÜLLER, C. J. Modelo de gestão integrando planejamento estratégico, sistemas de avaliação de desempenho e gerenciamento de processos (MEIO – Modelo de Estratégia, indicadores e operações). Tese de Doutorado, Universidade Federal do Rio Grande do Sul, Departamento de Engenharia de Produção e Transportes. 2003. 292p.

28. ONU, Organização das Nações Unidas. Declaração de Estocolmo sobre o ambiente humano. [1972] In: Anais Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente Humano.

29. PANIZZI, A.; PIRES, P. Licenciamento de postos e/ou sistemas retalhistas de combustíveis. Instituto Ambiental do Paraná. Paraná, 2004.

30. SILVA. A. B.; MARMONTEL. M. Ingestão de lixo plástico como provável causa mortis de peixe-boi amazônico (*Trichechus inunguis* NATTERER, 1883). Revista UAKARI, v.5, n.1, p. 105-112, 2009.

31. SOUZA, C. P. de. Avaliação e valoração dos impactos ambientais no processo de operação de postos revendedores de combustíveis. Dissertação (Mestrado em Ciências) – Universidade Federal do Rio de Janeiro - UFRJ, Escola de Química, Pós-Graduação em Tecnologia de Processos Químicos e Bioquímicos, 2009. 182p.

11

Conservação e monitoramento ambiental utilizando *Allium cepa* como indicadora de poluição das águas superficiais: uma revisão narrativa

Luciane Madureira **Almeida**
UEG

Elisa Flávia L. Cardoso **Bailão**
UEG

Carlos Filipe **Camilo-Cotrim**
UEG

Ramisses Roberto **Soares**
UEG

Flávia Ferreira **Garcia**
UEG

Maria Izabel Martins de **Paula**
UEG

Gabriela Gomes **Lima**
UEG

doi 10.37885/210303792

RESUMO

Devido ao intenso uso, as águas superficiais têm recebido uma crescente descarga de produtos químicos danosos ao meio ambiente e que podem afetar o equilíbrio dos ecossistemas naturais. O monitoramento das águas superficiais é importante para subsidiar medidas de planejamento, controle, recuperação, preservação e conservação dos recursos hídricos, além de auxiliar na definição de políticas ambientais. Nesse sentido, os testes ecotoxicológicos que utilizam a cebola (*Allium cepa*) são reconhecidos como bioensaio eficiente para detecção de agentes citogenotóxicos. As principais vantagens do uso desse bioensaio são a sua alta sensibilidade, boa correlação com outros sistemas, fácil manuseio e baixo custo. O teste com *A. cepa* é validado pelo Programa Internacional de Segurança Química e pelo Programa Ambiental das Nações Unidas, como um eficiente teste para análise e monitoramento da genotoxicidade de substâncias ambientais. Neste capítulo, pretende-se mostrar algumas aplicações do sistema *A. cepa* para avaliação da qualidade das águas superficiais usando diferentes biomarcadores dessa espécie indicadora, tais como: toxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade.

Palavras-chave: Bioensaios, Citogenotoxicidade, Ecotoxicologia, Toxicidade Ambiental, Qualidade da Água.

INTRODUÇÃO

As águas superficiais são aquelas que não penetram no solo, acumulam-se na superfície, escoam e dão origem a rios, riachos, lagoas e córregos (ANA, 2020). Elas são uma das principais fontes de abastecimento de água potável do planeta. Com o crescimento da população humana, houve um aumento na utilização das águas superficiais. Isso porque estas águas são usadas para realização das mais diversas atividades em diferentes setores da economia, tais como de bens e serviços, comércio, indústria, produção de energia e agronegócio. Devido ao intenso uso, as águas superficiais têm recebido uma crescente descarga de produtos químicos perigosos ao meio ambiente e que tem afetado o equilíbrio dos ecossistemas naturais (WHITE et al., 1998; SHAO et al., 2019; BAILÃO et al., 2020ab).

Um Inventário de Liberação Tóxica (TRI) da Agência de Proteção Ambiental dos Estados Unidos no ano de 2019 relatou que mais de 90 milhões de quilogramas de produtos químicos são liberadas em águas superficiais nos Estados Unidos (EPA, 2020). Esses resíduos incluem as águas residuais de industriais, de atividades agrícolas e domésticas, incluindo estações de tratamento de esgoto. No Brasil, a Resolução CONAMA n°357/05, é que regulamenta as condições e padrões de lançamentos de resíduos nos efluentes. Mas pouco se sabe sobre o quanto de resíduos químicos é despejado anualmente nas águas superficiais brasilieiras.

Apesar da crescente descarga de resíduos nos recursos hídricos, é importante destacar que não se pode associar diretamente quantidade de poluente ao dano ambiental. Isso porque as análises químicas por si só não avaliam o efeito dos poluentes nos ecossistemas. Somente sistemas biológicos, ou seja, organismos ou partes deles, podem detectar os efeitos tóxicos dessas substâncias. O ramo da ciência que estuda o impacto das substâncias químicas sobre os seres vivos é a ecotoxicologia. Os testes ecotoxicológicos geralmente utilizam-se de bioensaios com espécies indicadoras, ou seja, organismos com pequeno limite de tolerância aos agentes químicos.

DESENVOLVIMENTO

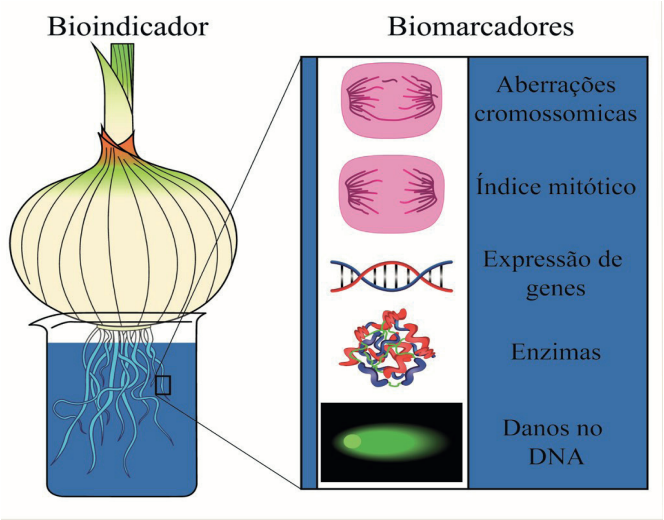
Bioensaios, bioindicadores e biomarcadores

Para a melhor compreensão da ação tóxica de alguns compostos, é necessário utilizar experimentos laboratoriais, conhecidos como bioensaios, os quais permitem prever e avaliar os efeitos de compostos químicos estranhos ao organismo, variando sua concentração ou dose, em determinada espécie. Estes testes são realizados sob condições padronizadas e reprodutíveis e estabelecem limites de concentração ou quantidade de substâncias químicas aceitáveis no ambiente (PESSOTTI et al., 2019)

Os organismos vivos utilizados nos testes de toxicidade funcionam como biosensores ou bioindicadores, ou seja, organismos que respondem a presença de contaminantes (MAGALHÃES; FERÃO FILHO, 2008) (Figura 1). Desta forma, testes de toxicidade representam uma ferramenta para avaliações dos efeitos de agentes tóxicos sobre organismos vivos, fundamentando-se no princípio da resposta dos organismos frente à dose do tóxico a que foram submetidos (HUGGETT et al., 1992). Inúmeros testes toxicológicos são utilizados para avaliar as concentrações e o tempo de exposição necessário para que os agentes tóxicos possam produzir efeitos adversos sobre os organismos (MAGALHÃES; FERÃO FILHO, 2008).

Já os biomarcadores são utilizados com o objetivo de quantificar o impacto dessa exposição de organismos as substâncias testes. O biomarcador avalia a modificação produzida pelas substâncias teste em componentes, processos celulares, bioquímicos, estruturais ou funções, mensurável em um sistema ou em uma amostra (Figura 1). Assim, são utilizados com o objetivo de se ter melhor conhecimento sobre os efeitos e respostas fisiológicas de um organismo exposto a poluentes. Os biomarcadores podem ser comportamentais, morfológicos, fisiológicos, bioquímicos ou moleculares. Por exemplo, a biota aquática está sujeita há grande número de substâncias tóxicas as quais acabam prejudicando sua capacidade de homeostase levando os organismos a apresentarem distúrbios bioquímicos, como o estresse oxidativo; e ou danos ao material genético, como as mutações, aberrações cromossômicas ou presença de micronúcleos (VAN DER OOST et al., 2003).

Figura 1. Diferença de bioindicadores e biomarcadores. Bioindicadores são organismos utilizados como ferramenta afim de demostrar o efeito de mudanças que fogem ao estado normal, apresentando assim respostas que podem ser monitoradas (biomarcadores). No esquema, o bioindicador é a cebola (*Allium cepa*) e suas raízes estão imersas na solução com o agente estressor que irá desencadear as respostas. Já os biomarcadores são as respostas que podem ser mensuradas ou observadas do nível molecular ao nível de indivíduo que evidenciam alteração da homeostasia. Os biomarcadores são avaliados em fluidos, tecidos, órgãos ou indivíduo. Os exemplos de biomarcadores no esquema são obtidos a partir da análise da raiz da cebola.



Fonte: Elaborado pelos autores.

Xenobióticos e suas consequências

O termo xenobiótico significa “estranho a vida” (KNAPP; BROMLEY- CHALLONER, 2003). Xenobióticos são compostos químicos estranhos a um organismo por não serem produzidos por ele ou por não pertencerem naturalmente ao seu hábitat, porém podem entrar em contato com o sistema biológico. Entretanto, compostos químicos naturais (endobióticos) podem se tornar xenobióticos quando presentes em concentrações elevadas (SOUCEK, 2011). Desta forma, os xenobióticos são poluentes ambientais provenientes do progresso da ciência, tecnologia e indústrias gerados em grande quantidade e lançados no ambiente (AGRAWAL; DIXIT, 2015). Os principais xenobióticos existentes são: pesticidas; hidrocarbonetos aromáticos policíclicos; combustíveis; compostos poliaromáticos, clorados e nitroaromáticos; alcanos; antibióticos; dioxinas; bifenilos policlorados; corantes azo sintéticos; solventes; produtos farmacêuticos e de higiene pessoal (REINSTORF et al., 2008; SINHA et al., 2009; GUERMOUCHE M’RASSI et al., 2015).

Atualmente, há uma crescente preocupação global em avaliar e compreender as consequências dos xenobióticos às diferentes formas de vida (SOUCEK, 2011; MANSUY, 2013; AGRAWAL; DIXIT, 2015). Dentre as consequências da exposição de organismos a xenobióticos pode-se citar: toxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade, mutagenicidade, carcinogenicidade, teratogenicidade e desregulação endócrina (İYİGÜNDOĞDU et al, 2020; LANGSTON, 2020; ZHANG et al., 2020; DOS SANTOS et al., 2021; LEE et al., 2021; VIRIATO et al., 2021). O destino de muitos xenobióticos no ambiente; devido a lixiviação do solo, lançamento de efluentes industriais e/ou urbanos ou provenientes de qualquer atividade antrópica, são os recursos hídricos devido a lixiviação do solo, lançamento de efluentes industriais e/ou urbanos ou provenientes de qualquer atividade antrópica (KREIN et al., 2013). Dessa forma, é fundamental monitorar os recursos hídricos para avaliar o impacto dos xenobióticos na qualidade da água.

Monitoramento das águas superficiais

O monitoramento de águas superficiais é um procedimento analítico que avalia periodicamente os recursos hídricos, uma vez que mensura as propriedades físicas, químicas ou biológicas da água. Os resultados obtidos por estudos de monitoramento ambiental são utilizados para subsidiar medidas de planejamento, controle, recuperação, preservação e conservação do ambiente em estudo, além de auxiliar na definição de políticas ambientais. Assim, essa atividade permite compreender melhor a relação das ações do homem com o meio ambiente, bem como o resultado da atuação das instituições por meio de planos,

programas, projetos, instrumentos legais e financeiros, capazes de manter as condições ideais dos recursos naturais ou recuperar áreas e sistemas específicos.

No Brasil, a resolução CONAMA 357/2005 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, proibindo o lançamento de substâncias em níveis perigosos ou nocivos para os seres humanos e outros seres vivos. Em relação as análises toxicológicas, a Resolução CONAMA 357/2005, prevê que:

> A qualidade dos ambientes aquáticos poderá ser avaliada por indicadores biológicos, quando apropriado, utilizando-se organismos e/ou comunidades aquáticas; e possíveis interações entre as substâncias e a presença de contaminantes não listados, passíveis de causar danos aos seres vivos, deverão ser investigadas utilizando-se ensaios ecotoxicológicos, toxicológicos, ou outros métodos cientificamente reconhecidos (BRASIL, 2005).

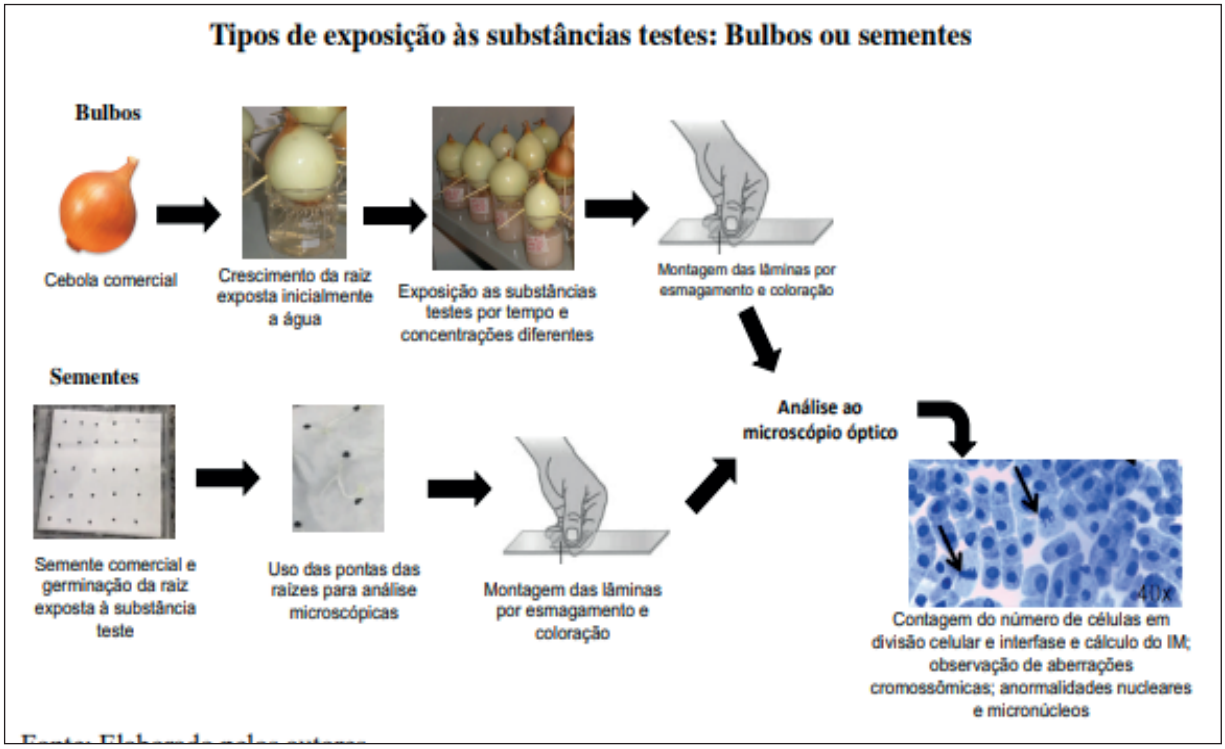
Dentre os indicadores biológicos e bioensaios ecotoxicológicos que podem ser usados para avaliar danos da exposição a xenobióticos, estar o teste com *Allium cepa.*

***Allium cepa*: uma espécie bioindicadora com diferentes biomarcadores**

As plantas são consideradas excelentes bioindicadores de toxicidade, devido à sua alta sensibilidade na detecção de agentes mutagênicos (LEME; MARIN-MORALES, 2009). Nesse sentido, os testes ecotoxicológicos que utilizam a cebola (*Allium cepa*), é reconhecido como bioensaio eficiente para detecção de agentes citogenotóxicos. As principais vantagens do uso desse bioensaio são a sua alta sensibilidade, fácil manuseio e baixo custo, além de possuir cromossomos grandes e em pequeno número, o que facilita a análise citogenética (SIDDIQUI et al., 2011). Além disso, os resultados obtidos com esses modelos *in vivo* mostram alto grau de conformidade com os resultados obtidos em ensaios com mamíferos (FREIRES et al., 2017).

O teste *A. cepa* consiste basicamente em colocar os bulbos de cebola em um recipiente com água para brotamento de raízes e posterior exposição destas às substâncias testes. O ensaio também pode ser realizado com sementes de cebola em caixa de germinação contendo papel umedecido com a substância teste ou solo contaminado (Figura 2). Após a exposição, as raízes são analisadas macroscopicamente quanto a morfologia, taxa de germinação e crescimento da raiz, e microscopicamente para a visualização de alterações na taxa de divisão celular, presença de aberrações cromossômicas e anormalidades nucleares (ALMEIDA et al., 2020).

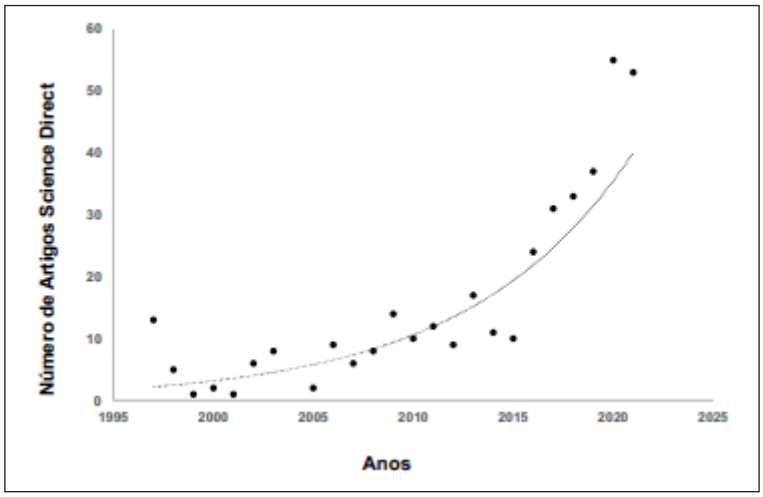
Figura 2. Tipos de exposição da cebola (bulbos ou sementes) a substâncias testes. Metodologia e parâmetros analisados estão representadas nas imagens.



Fonte: Elaborado pelos autores.

O teste *A. cepa* foi utilizado para detecção de genotoxicidade pela primeira vez por Levan (1938). Em 1985, Fiskesjö realizou as primeiras adaptações do teste para a utilização no monitoramento ambiental. Fiskesjö (1985) expôs os bulbos de cebola a amostras de água coletadas no rio Bräan (Suécia) e verificou que o crescimento das raízes desses bulbos foi inibido pela presença de substâncias tóxicas dissolvidas nessas amostras. A partir de então, o teste *A. cepa* tem sido amplamente utilizado e se mostra uma ferramenta simples e confiável para a avaliação dos efeitos finais de misturas complexas. Servindo como uma indicação preliminar dos riscos que estes contaminantes podem representar aos ecossistemas (RIBEIRO, 1999). Atualmente, o método de avaliação de alterações cromossômicas em raízes de *A. cepa* é validado pelo Programa Internacional de Segurança Química (IPCS, OMS) e pelo Programa Ambiental das Nações Unidas (UNEP), como um eficiente teste para análise e monitoramento *in situ* da genotoxicidade de substâncias ambientais. A Figura 3 mostra uma simples busca na base de dados Science Direct utilizando as palavras-chave "*Allium cepa*" e "*environmental pollution*" (poluição ambiental). Como resultado, foram encontrados 451 artigos publicados nos últimos 25 anos. Os resultados mostram uma tendência de aumento no número de artigos nos últimos 6 anos, o que reforça que esta é uma ferramenta importante para monitoramento ambiental e para investigação do efeito dos xenobióticos aos sistemas biológicos.

Figura 3. Resultado de busca por artigos usando as palavras-chave "*Allium cepa*" e "environmental pollution" no banco de dados Science Direct, mostrando o aumento do uso do bioensaio com cebolas nos últimos anos para detectar impacto ambiental. Teste de correlação entre ano e número de artigos apresenta tendência de aumento do número de artigos no período analisado ($R^2 = 0,6368$).



Os estudos com *A. cepa* são altamente flexíveis uma vez que eles fornecem diferentes respostas para avaliação de toxicidade de xenobióticos. Pode-se no mesmo experimento avaliar a toxicidade, citotoxicidade, genotoxicidade e mutagenicidade usando diferentes biomarcadores dessa espécie bioindicadora. A seguir cada um desses biomarcadores de toxicidade serão descritos.

Biomarcadores de toxicidade

No ensaio com *A. cepa* pode-se avaliar a toxicidade usando a taxa de germinação de sementes, e ou o crescimento radicular de sementes e bulbos. Com relação a germinação, nos primeiros dias, o embrião da semente pode ter sua fisiologia e morfologia alterada negativamente por fatores externos (ambientais e substâncias tóxicas) e fatores internos (dormência e hormônios inibidores), influenciando no desenvolvimento e crescimento normal da planta (DUTKA, 1989; LEWIS, 1995; CASTILLO, 2004). A análise da germinação (GE) e do crescimento radicular (CR) é rápida, barata, confiável e fundamenta-se em quantificar as sementes germinadas e mensurar a elongação radicular durante a exposição a poluentes tóxicos, sendo um dos testes mais utilizados para avaliar o potencial toxicológico de substâncias (VALERIO et al., 2007; PALMIERI, 2012; BERNARDES, 2014; GALTER, 2016). A avaliação da taxa de germinação da semente e comprimento da raiz pode ser relacionada com a toxicidade, quando mantidas nas mesmas condições de germinação do teste-controle, avaliando o potencial tóxico de um composto e sua influência no processo de germinação.

Outro parâmetro macroscópico que pode ser avaliado nos testes com *A. cepa* são alterações na morfologia da radícula, tais como: mudança de cor, formato, textura, espessura e comprimento. Essas alterações morfológicas da raiz em respostas aos contaminantes

ambientais podem afetar toda a estrutura da planta, uma vez que as raízes constituem a via primária de absorção de água e nutrientes.

Biomarcadores enzimáticos de citotoxicidade

Dentre os biomarcadores enzimáticos, pode-se citar a detecção e quantificação das enzimas antioxidantes nas radículas de *A. cepa* após a exposição dessas a poluentes. As enzimas antioxidantes são fundamentais para a integridade do metabolismo celular em condições nas quais há produção excessivas de espécies reativas de oxigênio (EROs) (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003). As EROs são produzidas de forma natural no organismo e em quantidades adequadas para realizarem funções como mediar a transferência de elétrons em várias reações bioquímicas, geração de ATP e ativação de genes. Entretanto, a exposição a fatores exógenos, como xenobióticos, podem contribuir para a geração de EROs (BARBOSA et al., 2010). Quando há uma produção muito alta de EROs, o sistema antioxidante pode não ser capaz de combatê-las, o que ocasiona danos a célula (SIES, 1985), levando ao estresse oxidativo. Os principais efeitos do estresse oxidativo, segundo Halliwell e Gutteridge (2015, p. 200) são: (i) aumento da proliferação celular; (ii) adaptação da célula ou organismo pela regulação positiva dos sistemas de defesa; (iii) lesão celular devido a danos a lipídios, DNA, proteínas e carboidratos; (iv) senescência celular e (v) morte celular (HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2015).

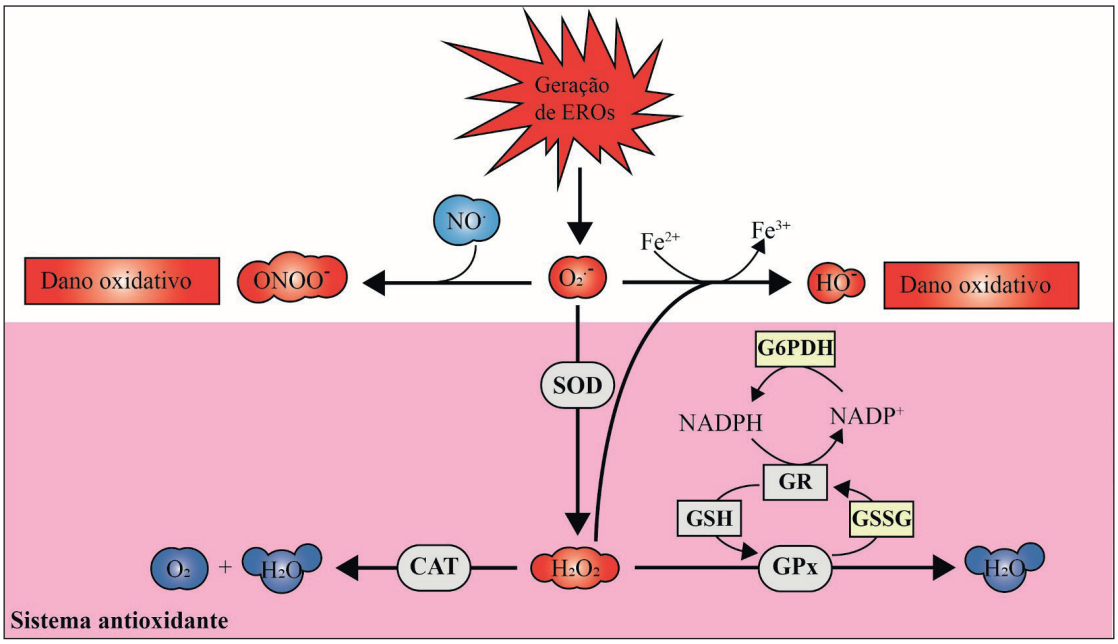
Durante o processo de adaptação, pode ocorrer o aumento dos níveis da atividade das enzimas antioxidantes (HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2015) ou a inibição das defesas antioxidantes (ROSSI et al., 2020). O aumento ou a inibição da atividade antioxidante podem ser mensurados, servido assim como biomarcadores de estresse oxidativo. O sistema antioxidante é composto principalmente pelas enzimas superóxido dismutase (SOD), catalase (CAT), glutationa peroxidase (GPx), glutationa redutase (GR) e glutationa S-transferase (GST) (COTINGUIBA et al., 2013). A SOD tem função de realizar a dismutação do radical superóxido que leva a produção de peróxido de hidrogênio que é degradado pelas enzimas CAT e GPx (HALLIWELL; GUTTERIDGE, 2015). A GST catalisa a reações de conjugação de xenobióticos com a glutationa reduzida (GSH), estando mais envolvida no sistema de biotransformação (VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003). A GR catalisa a reação de redução da glutationa dissulfeto (GSSG) em GSH para que a GPx possa continuar usando-a como cofator durante a degradação dos peróxidos (Figura 4) (HUBER; ALMEIDA; FÁTIMA, 2008).

Tais enzimas antioxidantes podem ser utilizadas como forma de monitoramento de ambientes aquático utilizado ensaios com *A. cepa*. A enzima GSH de *A. cepa* foi emprega no estudo da qualidade das águas do rio Marombas em Santa Catarina (MENDES et al., 2011). Já as enzimas SOD, CAT, GPx, GR e GST foram empregadas como biomarcadores

para avaliação de águas residuais de parque industrial (FATIMA; AHMAD, 2005), refinaria de petróleo (GUPTA; AHMAD, 2011, 2012) e indústria têxtil (JADHAV et al., 2015).

Outro biomarcador de estrese oxidativo em *A. cepa* pode ser espécies reativas ao ácido tiobarbitúrico (MENDES et al., 2011), geradas durante a peroxidação lipídica. A peroxidação lipídica trata-se da perda da integridade das biomembranas celulares devido à perda da permeabilidade, fluidez e ruptura decorrente da produção excessiva de EROs (GIROTTI, 2002; VAN DER OOST; BEYER; VERMEULEN, 2003).

Figura 4. As defesas antioxidantes enzimáticas trabalham em conjunto para proteger as células contra espécies reativas de oxigênio (EROs).



Fonte: Elaborado pelos autores.

Biomarcadores de citotoxicidade usando o índice mitótico

Outro marcador de citotoxicidade é o índice mitótico (IM), que avalia a proliferação celular das células meristemáticas da raiz da cebola. Ele é obtido através da contagem de células que estão em processo de divisão mitótica e de células que estão no período de intérfase. Após a contagem de pelo menos 1000 células por indivíduo, realiza- se o seguinte cálculo:

$$IM = \frac{\text{número de células em mitose}}{\text{número total de células observadas}} \times 100$$

A avaliação da citotoxicidade é realizada pela comparação entre o IM das raízes da cebola expostas a substância teste em relação ao IM do controle negativo (água mineral). Essa comparação pode mostrar que o IM das células meristemáticas expostas às substâncias testes são maiores ou menores que o controle negativo. Quando o IM é menor que o IM do controle negativo, pode-se inferir que as alterações decorrentes são citotóxicas e

inibem a divisão celular. Já quando o IM é maior que o do controle negativo, pode-se inferir que a substância teste estimula a divisão celular, o que pode levar a formação de tumores caso essa rápida divisão celular seja desordenada e acompanhada por falhas no processo de divisão dos cromossomos (LEME e MARIN-MORALES, 2009).

IM alterado para valores maiores ou menores que o IM do controle negativo são indicadores importantes para o monitoramento da poluição ambiental, principalmente para a avaliação de contaminantes que apresentam potencial citotóxico (LEME e MARIN-MORALES, 2009). Recentes estudos têm mostrado a aplicação dos parâmetros citogenéticos de IM para o monitoramento e avaliação da toxicidade de águas superficiais no Brasil e no mundo (MALAKALMAD et al., 2018; YADAV et al., 2019; BAILÃO et al., 2020ab). Na Tabela 1, são mostrados os dados dos IMs obtidos no estudo das águas superficiais do Rio Meia Ponte em comparação com o controle negativo, publicado por Bailão et al (2020). Os resultados indicam que nos pontos de coleta P1, P3 e P4 existem substâncias que estimulam a divisão celular e que podem ser também genotóxicas.

Tabela 1. Índice Mitótico (IM) e potencial citogenotóxico de cebolas expostas as águas superficiais do Rio Meia Ponte – GO.

Pontos de Coleta	Índice Mitótico
P1	17,5*
P2	2,4*
P3	27,9*
P4	7,1*
P5	4,7*
Controle negativo	3,9*

* $p < 0.05$; Dados extraídos de Bailão et al., 2020

Biomarcadores de genotoxicidade

O principal marcador de genotoxicidade são as aberrações cromossômicas (AC), que são caracterizadas por alterações em qualquer estrutura cromossômica ou no número total de cromossomos, podendo acontecer naturalmente ou como resultado da exposição a agentes físicos ou químicos (RUSSEL, 2002). As alterações nas estruturas cromossômicas podem ser estimuladas por vários fatores, como por exemplo, quebras no DNA, inibição de síntese de DNA e replicação de DNA alterado (LEME e MARIN- MORALES, 2009), podendo ocasionar diversos tipos de AC como: cromossomos atrasados, c-mitose, ponte cromossômica, multipolaridade, fragmentos cromossômicos, entre outras.

A identificação de AC anomalias cromossômicas pelo bioensaio com *A. cepa*, consideram diversos tipos de AC ocorridas nas distintas fases da divisão celular, tornando-se uma análise complexa para ser realizada, pois exige um conhecimento preciso das fases: prófase, metáfase, anáfase e telófase, e suas anomalias (LEME e MARIN-MORALES, 2009).

Visando facilitar o processo de identificação das anomalias cromossômicas AC, Rank e Nielsen (1993) propuseram uma adaptação no bioensaio com *A. cepa*, consistindo em analisar apenas as AC nas fases de anáfase e telófase, facilitando o processo de determinação do potencial genotóoxico das substâncias.

A genotoxicidade é determinada pela frequência de AC aberrações cromossômicas ocorridas nas células meristemáticas da *A. cepa,* e pode ser estimada pela fórmula:

$$AC = \frac{A}{B} \times 100$$

Onde A representa o número de células apresentando determinada AC; e B, o número total de células analisadas (BOLLANI et al., 2018). A avaliação da genotoxicidade é realizada pela comparação da frequência de AC nas células das raízes das cebolas expostas a substância teste em relação às AC das raízes expostas ao controle negativo (água mineral). Quanto maior a frequência de AC, maior é o potencial genotóxico da substância analisada (BAILÃO et al., 2020).

As AC são geralmente induzidas por agentes clastogênicos, os quais são indutores de quebras no DNA. Quebras cromossômicas devem ser consideradas como um sinal de alerta para a ocorrência de danos herdáveis no material genético (NICHOLS, 1973), embora algumas quebras possam ser reparadas ou podem levar a célula à morte e não causar mutações herdáveis (GRANT, 1982). Outras AC são causadas por agentes aneugênicos, ou seja, aqueles que interferem no fuso mitótico, não afetam diretamente o DNA, mas podem causar erros durante a segregação cromossômica (GRANT, 1978). As substâncias aneugênicas caracterizam-se por associar-se às moléculas celulares (i) envolvidas com a segregação das cromátides ou (ii) com o controle do ciclo celular; e (iii) as que fazem parte das estruturas de DNA, como centrômeros e telômeros, ou (iv) do aparato do fuso mitótico (KIRSCH-VOLDERS et al., 2002).

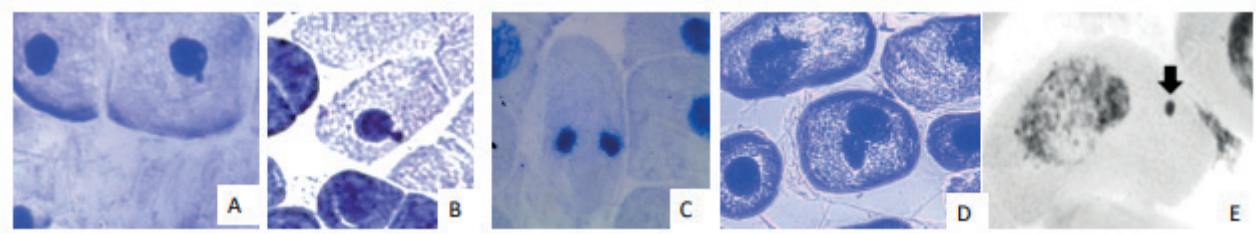
A utilização de análises de genotoxicidade em águas superficiais é cada vez mais frequente e necessária com a ascendente contaminação dos corpos hídricos por resíduos industriais, urbanos e agrícolas, como demonstrados em diversos estudos, no Brasil e no mundo, como por exemplo: Matsumato et al. (2006), Braga e Lopes (2015), Bollani et al. (2018), Bailão et al. (2020) e etc., onde, todos os cursos hídricos analisados apresentaram, em algum ponto, contaminação por substâncias genotóxicas.

Biomarcadores de mutagenicidade

A presença de anormalidades nucleares e micronúcleos são danos permanentes no material genético das células e são indicativos do potencial mutagênico das substâncias

testes no bioensaio com *A. cepa*. Essas anormalidades são consequências erros no processo de divisão celular e podem ser visualizadas pela análise microscópicas das células meristemáticas das raízes de *A. cepa*. São exemplos de anormalidades nucleares: núcleos lobulados, núcleo com brotamento e células binucleadas (Figura 5). O outro parâmetro indicativo de mutagenicidade é a presença de micronúcleo. O micronúcleo consiste numa porção citoplasmática de cromatina de forma redonda ou ovalada que se localiza perto do núcleo na célula em interfase. A sua formação resulta de uma lise da molécula de DNA durante o processo de divisão celular. Portanto, os micronúcleos formados em células filhas com uma estrutura similar ao núcleo, mas em tamanho diminuído, revela a mutação em pequenos corpos contendo material genético, em fragmentos acêntricos ou em sequências de cromossomos que não se prendem ao fuso mitótico, dessa forma não chegam aos polos da célula durante as divisões mitótica ou meiótica (FERNANDES et al., 2007).

Figura 5. Exemplos de anormalidades nucleares e micronúcleos observadas em células meristemáticas de *Allium cepa* expostas a diferentes substâncias testes. A e B núcleo com brotamento, C. célula binucleada, D. núcleo lobulado, E. micronúcleo.



Fonte: Elaborado pelos autores.

CONCLUSÕES

O teste com o bioensaio *A. cepa* é um teste rápido, barato e sensível, capaz de detectar agentes tóxicos, citotóxicos, genotóxicos e mutagênicos em águas superficiais e outros sistemas ambientais. A possibilidade de avaliar em um mesmo experimento diferentes biomarcadores faz com que esse ensaio seja uma ferramenta interessante para os testes ecotoxicológicos.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem as agências de fomento a pesquisa FAPEG, CNPq e CAPES. Também apoio da Universidade Estadual de Goiás e Universidade Federal de Goiás.

REFERÊNCIAS

1. AGRAWAL, N.; DIXIT, A. K. An Environmental Cleanup Strategy - Microbial Transformation of Xenobiotic Compounds. **International Journal of Current Microbiology and Applied Sciences**, v. 4, n. 4, p. 429–461, 2015.

2. ALMEIDA, L. M.; et al. Cytotoxic effect of *Vernonanthura polyanthes* leaves aqueous extracts. **Brazilian Journal of Biology**, v. 81, n. 3, p. 575–583, 2021.

3. ANA, Agência Nacional de Águas. **Água superficial**. Disponível em: <https://www.ana.gov.br/monitoramento/panorama-das-aguas/quantidade-da- agua/agua-superficial>. Acesso em: 10 julho 2020.

4. BAILÃO, E. F. C.; et al. Urban Occupation Increases Water Toxicity of an Important River in Central Brazil. **Fronteiras: Journal of Social, Technological and Environmental Science**, v. 9, n.1, p. 73–86, 2020a. https://doi.org/10.21664/2238- 8869.2020v9i1.p73-86

5. BAILAO, E. F. L. C.; et al. Effect of land-use pattern on the physicochemical and genotoxic properties of water in a low-order stream in Central Brazil. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 3, e2486, 2020b. http://dx.doi.org/10.4136/ambi-agua.2486

6. BARBOSA, K. B. F.; et al. Estresse oxidativo: conceito, implicações e fatores modulatórios. **Revista de Nutrição**, v. 23, n. 4, p. 629–643, 2010. https://doi.org/10.1590/S1415-52732010000400013

7. BERNARDES, P. M. **Prospecção de toxicidade de fungicidas por análises macroscópicas, microscópicas e moleculares em *Allium cepa***. Dissertação de Mestrado em Produção Vegetal, Universidade Federal do Espírito Santo – UFES. Alegre, p. 66, 2014.

8. BOLLANI, S; et al. Genotoxicity of water samples from an area of the Pampean region (Argentina) impacted by agricultural and livestock activities. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 26, n. 27, p. 27631–27639, 2019. https://doi.org/10.1007/s11356-018-3263-9

9. BRAGA, J. R. M; LOPES, D. M. Citotoxicidade e genotoxicidade da água do rio Subaé (Humildes, Bahia, Brasil) usando *Allium cepa* L. como bioindicador. **Revista Ambiente & Água,** v. 10, n. 1, p. 130–140, 2015. https://doi.org/10.4136/ambi-agua.1459

10. BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. **Resolução CONAMA nº 357**, de 15 de junho 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.

11. CASTILLO, G. **Ensayos toxicológicos y métodos de evaluación de calidad de águas**. Estandarización, Resultados y Aplicaciones. Mexico: IMTA, 189 pp. 2004.

12. COTINGUIBA, G. G.; et al. Método de Avaliação da Defesa Antioxidante: Uma Revisão de Literatura. **UNOPAR Cientifíca. Ciências biológicas e da saúde**, v. 15, n. 3, p. 231– 237, 2013.

13. DOS SANTOS, F. I.; et al. Cytotoxicity and mutagenicity of the waters of the Marrecas River (Paraná, Brazil) to bullfrogs (*Lithobates catesbeianus*). **Environmental Science and Pollution Research**, 2021. https://doi.org/10.1007/s11356-020-12026-x

14. DUTKA, B. **Short-term root elongation toxicity bioassay. Methods for toxicological analysis of waters, waste waters and sediments**: National Water Research Institute (NWRI). Environment Canada, Canadá, 320 p. 1989.

15. EPA, 2020 Agência de Proteção Ambiental dos Estados. **Unidos Inventário de Liberação Tóxica (TRI)**. Disponível em: <https://www.epa.gov/trinationalanalysis>. Acesso em: 19 março de 2021.

16. FATIMA, R. A.; AHMAD, M. Certain antioxidant enzymes of *Allium cepa* as biomarkers for the detection of toxic heavy metals in wastewater. **Science of The Total Environment**, v. 346, n. 1–3, p. 256–273, 2005. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2004.12.004

17. FERNANDES, T. C. C.; MAZZEO, D. E. C.; MARIN-MORALES, M. A. Mechanism of micronuclei formation in polyploidizated cells of *Allium cepa* exposed to trifluralin herbicide. **Pesticide Biochemistry and Physiology**, v. 88, n. 3, p. 252–259, 2007. https://doi.org/10.1016/j.pestbp.2006.12.003

18. FISKESJÖ, G. Nucleolar dissolution induced by aluminium in root cells of *Allium.* **Physiologia Plantarum,** v.59, p.508–511, 1983. https://doi.org/10.1111/j.1399- 3054.1983.tb04238.x

19. FREIRES, I. A.; et al. Alternative animal and non-animal models for drug discovery and development: bonus or burden? **Pharmaceutical Research,** v. 34, n. 4, pp. 681–686, 2017. http://dx.doi.org/10.1007/ s11095-016-2069-z

20. GALTER, I. N. Avaliação da água do Rio Itapemirim/ES: aspectos abióticos e toxicogenéticos. Dissertação de Mestrado em Genética e Melhoramento – Universidade Federal do Espírito Santo - UFES. Alegre, p. 88, 2016.

21. GIROTTI, A. W. Introduction to serial reviews on regulatory and cytoprotective aspects of lipid hydroperoxide metabolism. **Free Radical Biology and Medicine**, v. 33, n. 2, p. 153, 2002. https://doi.org/10.1016/S0891-5849(02)00854-7

22. GRANT, W. F. Chromosome aberration assays in *Allium*: A report of the US Environmental Protection Agency gene-tox program. **Mutation Research/Reviews in Genetic Toxicology**, v. 99, n. 3, p. 273–291, 1982. https://doi.org/10.1016/0165- 1110(82)90046-X

23. GRANT, W. F. The present status of higher plant bioassays for the detection of environmental mutagens. **Mutation Research/Fundamental and Molecular Mechanisms of Mutagenesis**, v. 310, n. 2, p. 175–185, 1994. https://doi.org/10.1016/0027-5107(94)90112-0

24. GUERMOUCHE M'RASSI, A. et al. Isolation and characterization of different bacterial strains for bioremediation of n-alkanes and polycyclic aromatic hydrocarbons. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 22, n. 20, p. 15332–15346, 2015. https://doi.org/10.1007/s11356-015-4343-8

25. GUPTA, A. K.; AHMAD, M. Effect of refinery waste effluent on tocopherol, carotenoid, phenolics and other antioxidants content in *Allium cepa*. **Toxicology and Industrial Health**, v. 29, n. 7, p. 652–661, 2012. https://doi.org/10.1177/0748233712436639

26. GUPTA, A. K.; AHMAD, M. Study of the effect of refinery waste water exposure on *Allium cepa*'s enzymatic antioxidant defense: probing potential biomarkers. **Toxicological & Environmental Chemistry**, v. 93, n. 6, p. 1166–1179, 2011. https://doi.org/10.1080/02772248.2011.580582

27. HALLIWELL, B.; GUTTERIDGE, J. M. C. **Free Radicals in Biology and Medicine**. 5. ed., Oxford: Oxford University Press, 2015. https://doi.org/10.1093/acprof:oso/9780198717478.001.0001

28. HUBER, P. C.; ALMEIDA, W. P.; FÁTIMA, Â. De. Glutationa e enzimas relacionadas: papel biológico e importância em processos patológicos. **Química Nova**, v. 31, n. 5, p. 1170–1179, 2008. https://doi.org/10.1590/S0100-40422008000500046

29. HUGGETT, R. J.; et al. **Biomarkers: Biochemical, Physiological and Histological Markers of Anthropogenic Stress**: CRC Press,365 pp. 1992. https://doi.org/10.1201/9781351070270

30. İYİGÜNDOĞDU, İ.; et al. Toxicological Evaluation of Bisphenol A and Its Analogues. **Turkish Journal of Pharmaceutical Sciences**, v. 17, n. 4, p. 457–462, 2020. https://doi.org/10.4274/tjps.galenos.2019.58219

31. JADHAV, S. B. et al. Application of response surface methodology for the optimization of textile effluent biodecolorization and its toxicity perspectives using plant toxicity, plasmid nicking assays. **Clean Technologies and Environmental Policy**, v. 17, n. 3, p. 709–720, 2015. https://doi.org/10.1007/s10098-014-0827-3

32. KIRSCH-VOLDERS, M.; et al.Importance of detecting numerical versus structural chromosome aberrations. **Mutation Research**, v. 504, n. 1-2, p. 137–148, 2002. https://doi.org/10.1016/S0027-5107(02)00087-8

33. KNAPP, J. S.; BROMLEY-CHALLONER, K. C. A. Recalcitrant organic compounds. *In*: **Handbook of Water and Wastewater Microbiology**:Elsevier, p. 559–595. 2003. https://doi.org/10.1016/B978 012470100-7/50035-2

34. KREIN, A.; et al. Concentrations and loads of dissolved xenobiotics and hormones in two small river catchments of different land use in Luxembourg. **Hydrological Processes**, v. 27, n. 2, p. 284–296, 2013. https://doi.org/10.1002/hyp.9209

35. LANGSTON, W. J. Endocrine disruption and altered sexual development in aquatic organisms: an invertebrate perspective. **Journal of the Marine Biological Association of the United Kingdom**, v. 100, n. 4, p. 495–515, 2020. https://doi.org/10.1017/S0025315420000533

36. LEE, J. W. et al. Determination of genotoxicity attributed to diesel exhaust particles in normal human embryonic lung cell (WI-38) line. **Biomolecules**, v. 11, n. 2, p. 291, 2021. https://doi.org/10.3390/biom11020291

37. LEME, D. M.; MARIN-MORALES, M. A. *Allium cepa* test in environmental monitoring: a review on its application. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v. 682, n. 1, p. 71–81, 2009. https://doi.org/10.1016/j.mrrev.2009.06.002

38. LEVAN, A. The effect of colchicine on root mitoses in *Allium*. **Hereditas**, v. 24, n. 4, p.471–486, 1938. https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1938.tb03221.x

39. LEWIS, M. A. Algae and vascular plant tests. In: Rand, G. (Ed), **Aquatic Toxicology: Effects, Environmental Fate and Risk Assessment**, Taylor; Francis Publishers, USA, p. 135–169, 1995.

40. MAGALHÃES, D. P.; FERRÃO FILHO, A. S. A ecotoxicologia como ferramenta no biomonitoramento de ecossistemas aquáticos. **Oecologia brasiliensis**., v. 12, n. 3, p. 355– 381, 2008.

41. MALAKAHMAD, A.; et al. Genotoxicity assessment of raw and treated water samples using *Allium cepa* assay: evidence from Perak River, Malaysia. **Environmental Science and Pollution Research**, v. 25, n.6, p. 5421–5436, 2018. https://doi.org/10.1007/s11356- 017-0721-8

42. MANSUY, D. Le métabolisme des xénobiotiques : effets bénéfiques, effets néfastes. **Biologie Aujourd'hui**, v. 207, n. 1, p. 33–37, 2013. https://doi.org/10.1051/jbio/2013003

43. MATSUMATO, S.T.; et al. Genotoxicity and mutagenicity of water contaminated with tannery effluents, as evaluated by the micronucleus test and comet assay using the fish *Oreochromis niloticus* and chromosome aberrations in onion root-tips. **Genetics and Molecular Biology,** v. 29, n. 1, p.148–158, 2006. https://doi.org/10.1590/S1415-47572006000100028

44. MENDES, B. G.; et al. Estudo da qualidade das águas do rio Marombas (SC/Brasil), utilizando parâmetros físico-químicos e bioensaios. **Revista de Ciências Ambientais**, v. 5, n. 2, p. 43–58, 2011.

45. NICHOLS, W. W. Significance of various type chromosome aberrations for man. **Environmental Health Perspectives**, v. 6, p. 1769–183, 1973. https://doi.org/10.1289/ehp.7306179

46. PALMIERI, M. J. Análise comparativa do efeito citotóxico do Spent Pot Liner (SPL) e seus principais componentes fracionais em células vegetais e humanas. Dissertação de mestrado em Genética e Melhoramento de Plantas, Universidade Federal de Lavras – UFLA. Lavras, p. 118, 2012.

47. PESSOTTI, E. R.; LEME, E.; FERREIRA, S. R. Toxicologic potential of the waters of the Itapetininga River under root growth of *Allium cepa*. **Brazilian Journal of Animal and Environmental Research**, v. 2, n. 3, 2019.

48. RANK, J; NIELSEN, M. H. A modified *Allium* test as a tool in the screening of the genotoxicity of complex mixtures. **Hereditas**, v. 118, n. 1, p. 49–53, 1993. https://doi.org/10.1111/j.1601-5223.1993.t01-3-00049.x

49. REINSTORF, F.; et al. Mass fluxes and spatial trends of xenobiotics in the waters of the city of Halle, Germany. **Environmental Pollution**, v. 152, n. 2, p. 452–460, 2008. https://doi.org/10.1016/j.envpol.2007.05.033

50. RIBEIRO, I. A. Teste de raízes de cebola para avaliação de toxicidade de efluentes industriais. **Engenharia Sanitária e Ambiental: Nota técnica**, n.4, p.108–112, 1999.

51. ROSSI, A. S.; et al. Fish inhabiting rice fields: Bioaccumulation, oxidative stress and neurotoxic effects after pesticides application. **Ecological Indicators**, v. 113, p. 106186, 2020. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2020.106186

52. RUSSEL, P. J. Chromosomal mutation, in: B. Cummings (Ed.), **Genetics**, Pearson Education Inc., San Francisco, 2002, pp. 595–621.

53. SHAO, Y.; et al. Integrating bioassays, chemical analysis and in silico techniques to identify genotoxicants in surface water. **Science of The Total Environment**,v. 650, p. 3084–3092, 2019. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2018.09.288SIDDIQUI, A. H.; TABREZ, S.; AHMAD, M. Validation of plant based bioassays for the toxicity testing of Indian waters. **Environ Monit Assess**, v. 179, p. 241–242, 2011. https://doi.org/10.1007/s10661-010-1732-9

54. SIES, H. Oxidative Stress: Introductory Remarks. *In*: **Oxidative stress**. Elsevier, 1985. p. 1–8. http://dx.doi.org/10.1016/B978-0-12-642760-8.50005-3

55. SINHA, S.; et al. Microbial transformation of xenobiotics for environmental bioremediation. **African Journal of Biotechnology**, v. 8, n. 22, p. 6016–6027, 2009. https://doi.org/10.5897/AJB09.740

56. SOUCEK, P. Xenobiotics. *In*: **Encyclopedia of Cancer**. Berlin, Heidelberg: Springer Berlin Heidelberg, 2011. p. 3964–3967. https://doi.org/10.1007/978-3-642-16483- 5_6276

57. VALERIO, M. E.; GARCIA, J. F.; PEINADO, F. M. Determination of phytotoxicity of soluble elements in soils, based on a bioassay with lettuce (*Lactuca sativa* L.). **Science of the Total Environment**, v. 378, n. 1–2, p. 63–66, 2007. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2007.01.007

58. 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. https://doi.org/10.1016/S1382-6689(02)00126-6

59. VIRIATO, C.; et al. Evaluation of the potential teratogenic and toxic effect of the herbicide 2,4-D (DMA® 806) in bullfrog embryos and tadpoles (*Lithobates catesbeianus*). **Chemosphere**, v. 266, p. 129018, 2021.https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2020.129018

60. WHITE, J.B.; RASMUSSIN, J. B. The genotoxic hazards of domestic waste in surface water. **Mutation Research/Reviews in Mutation Research**, v. 410, n. 3, p. 223–236, 1998. https://doi.org/10.1016/S1383-5742(98)00002-7

61. YADAV, A.; et al. Phytotoxicity, cytotoxicity and genotoxicity evaluation of organic and inorganic pollutants rich tannery wastewater from a Common Effluent Treatment Plant (CETP) in Unnao district, India using *Vigna radiata* and *Allium cepa.* **Chemosphere** v. 224, p. 324–332, 2019. https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2019.02.124

62. ZHANG, Y.; et al. Impact of mixture effects between emerging organic contaminants on cytotoxicity: a systems biological understanding of synergism between Tris(1,3-dichloro- 2-propyl) phosphate and triphenyl phosphate. **Environmental Science & Technology**, v. 54, n. 17, p. 10722–10734, 2020. https://doi.org/10.1021/acs.est.0c02188

12

Curva de absorção de água em sementes de *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake em diferentes substratos

Gabriel Silva Magalhães **Andrade**

Teresa Aparecida Soares de **Freitas**

Raquel Janaina Amorim **Silva**

Gabriela Mota **Oliveira**

Mariana Duarte Silva **Fonseca**

Paula Angela U.G. **Alcoforado**

doi 10.37885/210404350

RESUMO

O guapuruvu, *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake é uma arbórea nativa do Brasil que se destaca por apresentar rápido crescimento com grande interesse econômico e na utilização em recuperação de áreas degradadas. A germinação pode ser definida como a saída do estado de repouso do embrião e a retomada da atividade metabólica e desenvolvimento do embrião e consequente rompimento do tegumento pela radícula. Objetivo: determinar o efeito de diferentes substratos na germinação e descrever o padrão da curva de embebição em sementes de guapuruvu. O delineamento experimental foi o inteiramente casualizado, com dois tratamentos e oito repetições de oito sementes cada, empregando-se sementes em papel germitest (T1) e sementes submersas em água em copo plástico (T2), acondicionados em câmaras de germinação tipo B.O.D, com temperatura de 30ºC em regime de luz artificial constante. Para obtenção da curva de embebição, foram realizadas pesagens das sementes em intervalos de uma hora iniciando com o tempo zero até completar 12 horas, em seguida em intervalos de 12 horas encerrando-se as pesagens quando pelo menos 50% das sementes emitiram a radículas. Resultados: Houve diferença significativa a 5% na média do peso final entre o tratamento 1 e tratamento 2. O tratamento 1 utilizando papel germitest foi o mais indicado por apresentar maiores radículas. Conclusão: Na condição do experimento as sementes de guapuruvu apresentaram padrão bifásico.

Palavras-chave: Papel Germitest, Guapuruvu, Embebição, Escarificação.

INTRODUÇÃO

O guapuruvu, (*Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake), pertencente à família Fabaceae-Caesalpinioideae, é uma espécie nativa da Floresta Atlântica, encontrada próximos ao litoral nas matas devastadas, apresenta muita exigência em relação à luz e pouca exigência a condições edáficas (LORENZI, 2002). Se destaca por apresentar rápido crescimento, o que se atribui a sua utilização em trabalhos de recuperação de áreas degradadas, sendo recomenda para recuperação de áreas de preservação permanente em composições mistas, de acordo com Lorenzi (2000).

A madeira tem grande interesse econômico, visto que é largamente utilizada na produção de caixotes e compensados, podendo ser empregada na construção civil (BORTOLETTO; BELINI, 2003; CARVALHO, 2003). Nisgoski et al. (2012) demonstraram a qualidade dos elementos anatômicos do guapuruvu para a produção de papel e celulose.

A família Fabaceae é conhecida por apresentar, em sua grande maioria, dormência exógena-física (PAULA et al., 2012; PEREZ, 2004), devido a maioria das espécies apresentarem o tegumento lignificado e impermeável à água, característica que beneficia a proteção das sementes (DAMIÃO FILHO e MÔRO, 2005), porém atua restringindo a interação do meio externo com os tecidos internos da semente (HILHORST, 2007). Esse tipo de dormência dificulta a embebição e, consequentemente, o início da germinação, sendo necessário um processo mecânico, como a escarificação manual, para facilitar a entrada de água e nutrientes, promovendo o início do processo de germinação através da embebição adequada (CARDOSO, 2004).

A germinação é um fenômeno biológico, que estabelece a fase do ciclo de vida do vegetal, podendo ser caracterizado como a retomada do crescimento do embrião, com a subsequente superação do tegumento pela radícula que influencia diretamente a distribuição das plantas (SOUZA et al., 2007; SARAIA, 1998).

Diversos fatores bióticos (predação, microrganismos) e abióticos (água, luz, temperatura etc.) afetam a germinação das sementes (OLIVEIRA, 2008). É muito comum em espécies florestais a presença de sementes que dispõem de fatores ambientais favoráveis para a germinação, porém devido ao seu estado de dormência, acabam não germinando, isso é conhecido também como estado quiescente.

O substrato apresenta função de prover as sementes de umidade e oferecer condições adequadas à germinação e ao desenvolvimento das plântulas (FIGLIOLIA et al., 1993), influenciando diretamente a germinação, devido sua estrutura, aeração, capacidade de retenção de água, grau de infestação de patógenos, dentre outros, podendo favorecer ou prejudicar a germinação das sementes (POPINIGIS, 1985).

As regras para análise de sementes recomendam o uso de papel, pano, areia ou solo como substrato para a germinação das sementes; a escolha deve considerar o tamanho da semente, sua exigência de água, sua sensibilidade à luz e a facilidade à contagem e avaliação das plântulas. Também estabelece para o teste-padrão de germinação em papel a adição do volume de água equivalente a duas até três vezes o peso do substrato (BRASIL, 1992).

O umedecimento do substrato é outro fator que precisa de cuidados, Melo et al. (2005) comentam que caso o substrato esteja com excesso de umidade, isso poderá provocar decréscimo no potencial germinativo, pois a penetração de oxigênio não ocorrerá e isso afeta o processo metabólico, além de aumentar a probabilidade de incidência de fungos, levando a perda das sementes.

A água exerce uma influência determinante no processo de germinação, devido a sua absorção pela semente implicar na reidratação dos tecidos com a resultante ativação do processo de respiração e de todas as outras atividades metabólicas, que fornecem energia e nutrientes necessários para a retomada de crescimento por parte do eixo embrionário. A absorção de água desempenha ainda outros efeitos, como o aumento de volume da semente, provocando o rompimento do tegumento, o que irá promover a emergência do eixo embrionário, ou outra estrutura interior da semente (CARVALHO e NAKAGAWA, 2012).

A germinação de sementes baseia-se na reativação do aumento do embrião por meio de uma sucessão de eventos metabólicos, provocando a superação do tegumento pela radícula. A absorção de água inicia esse processo pelas sementes e termina com o esticamento do eixo embrionário (BEWLEY; BLACK, 1994). A embebição é um fator muito importante para a germinação porque permite o retorno da atividade metabólica, colaborando para os processos de mobilização e assimilação de reservas e crescimento subsequente (MARCOS FILHO, 2005).

De acordo com Bewley e Black (1994), de maneira geral, em todo processo germinativo a embebição segue um padrão trifásico. Segundo Santos et al. (2018), em algumas espécies pode ser observada uma curva de embebição com padrão bifásico devido a emissão da radícula não está associada ao aumento da biomassa ou em que a curva é realizada considerando-se longos intervalos entre as pesagens.

Dessa forma, o presente estudo foi realizado com o objetivo de determinar o efeito de diferentes substratos na germinação e descrever o padrão de embebição em sementes de Schizolobium parahyba (Vellozo) Blake.

MÉTODO

Foram coletadas sementes de *Schizoloobium parahyba* (Vell.) Blake em matrizes localizadas no município de Rio de Contas-Ba, com latitude -13.5838 e longitude -41.8101 em

área urbana, no mês de setembro de 2018. Após a coleta, as sementes foram beneficiadas e armazenadas em sacos plásticos no laboratório de Análise de Sementes em temperatura ambiente. O experimento ocorreu no mês de junho de 2019 no Laboratório de Análise de Sementes da Universidade Federal do Recôncavo da Bahia - UFRB, no município de Cruz das Almas – Bahia.

As sementes foram submetidas ao processo de escarificação mecânica com lixa de papel nº 50, no lado oposto ao hilo. Após o processo de beneficiamento, as sementes foram lavadas para retirada de impurezas colocando-as em 200 ml de água destilada e 10 gotas de detergente, por dez minutos. Em seguida, as sementes foram lavadas em água corrente e depois em água destilada para retirada dos resíduos da solução do detergente.

As sementes foram submetidas a dois tratamentos com oito repetições contendo oito sementes cada. No Tratamento 1 as sementes foram dispostas em papel Germitest (Figura 1A), umedecidas 2,5 vezes o peso seco do papel e acondicionadas em sacos plásticos para que não houvesse perda de água por evaporação. No Tratamento 2, as sementes foram inseridas em copos plásticos contendo 150 ml de água destiladas, quantidade em que todas as sementes ficavam submersas em água (Figura 1 B). Após a aplicação dos tratamentos, ambos foram levados para a câmara de germinação, tipo B.O.D (*Biochemical Oxigen Demand*), reguladas com temperatura de 30ºC em regime de fotoperíodo constante. Antes do preparo dos tratamentos, obteve-se o peso inicial das sementes de cada repetição em cada tratamento, considerando esta como peso zero (antes de iniciar a absorção de água pela semente). Após cada pesagem, o papel germitest em que as sementes do tratamento 1 estavam dispostas eram reidratadas com água destilada para que impedisse que o papel retirasse a água que já havia sido absorvida pelas sementes em função da competição.

O experimento foi conduzido em delineamento inteiramente casualizado, contendo dois tratamentos com 8 repetições de 8 sementes cada (Figura 1).

Figura 1. A: sementes distribuídas em papel germitest umedecidos em água 2,5 vezes em seu peso. B: Sementes inseridas em 150 mL de água destilada.

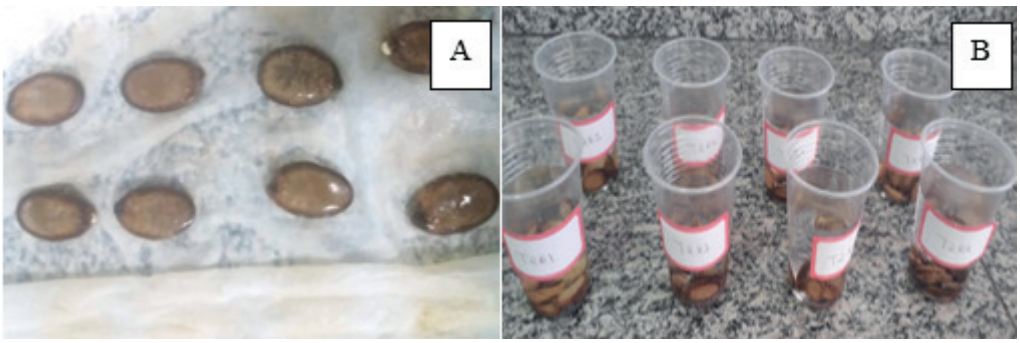


Foto: Gabriel Andrade

Para a elaboração da curva de embebição, foram mensurados os pesos das sementes por repetição, através de uma balança de precisão. As repetições foram pesadas durante as primeiras doze horas, com intervalo de uma hora entre as pesagens. Após esse processo, foram pesadas a cada 12 horas até que 50% das sementes de cada repetição tivessem emitido a radícula.

Os dados obtidos com as pesagens foram utilizados para traçar a curva de embebição de água, para caracterizar a absorção de água das sementes de *S. parahyba* (Vell.) Blake. Os valores médios de germinação foram submetidos ao teste t de Student a 5% de probabilidade para o ganho final de massa. Os dados obtidos foram analisados com o auxílio do software R Studio.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os resultados obtidos a partir da embebição das sementes de *S. parahyba* em papel germitest e submersa em água utilizando copo plástico estão apresentadas na Tabela 1, sendo possível observar que houve diferença significativas a 5% na média do peso final entre o tratamento 1 e tratamento 2, e que a porcentagem de ganho de massa foi de 59,65% e 62,19% respectivamente.

Tabela 1. Valores do peso inicial e final de sementes de *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake para o tratamento 1 e tratamento 2

TRATAMENTOS	Média peso inicial (g)	Média peso final (g)	Ganho de massa (g)
Tratamento 1	15,40	38,17 b	22,77
Tratamento 2	15,89	42,03 a	26,14

Médias seguidas pela mesma letra dentro de uma mesma variável não diferem entre si pelo teste t de Student a 5% de probabilidade

As sementes do tratamento 2 obtiveram maior peso médio final provavelmente pela maior absorção de água em função de sua maior disponibilidade uma vez que as sementes ficaram submersas em 150 mL de água. Bewley e Black (1994) afirmam que a hidratação das sementes é influenciada por diversos fatores, sendo um deles, a diferença do potencial hídrico entre a semente e o meio. Este fator influencia, principalmente, a velocidade de embebição e, consequentemente, a velocidade de germinação das sementes.

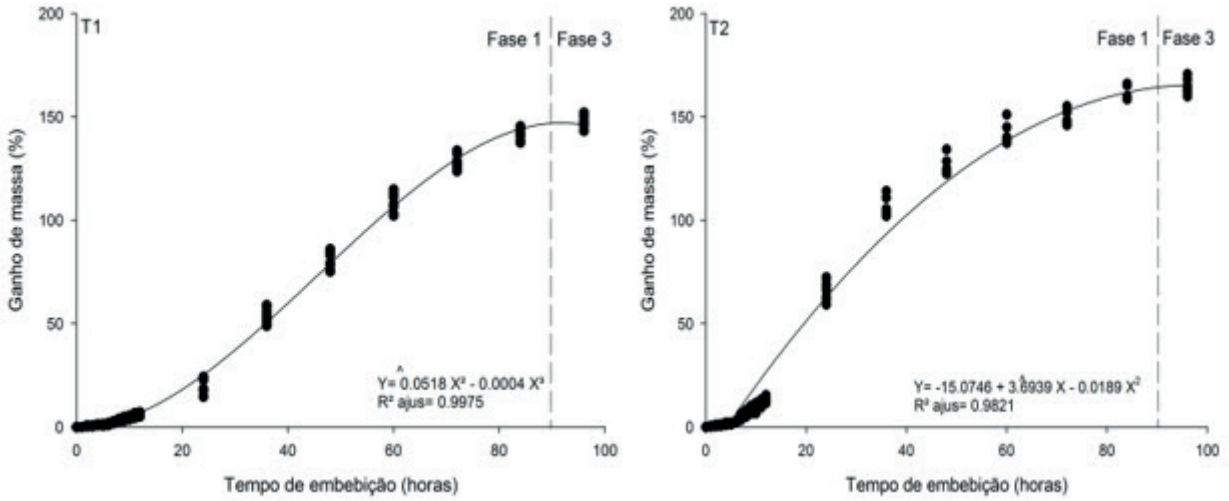
Foi apresentada a curva de embebição com os valores médios do tratamento 1 e do tratamento 2 (Figura 2) para representar o comportamento da embebição para as sementes de *Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake.

No total foram feitas 19 pesagens para cada tratamento, totalizando o tempo de 96 horas, momento em que foi verificado que pelo menos 50% das sementes de todas as repetições emitiram a radícula.

A fase I, denominada embebição, é consequência de potencial matricial e, portanto, processo físico, que ocorre independentemente da viabilidade ou dormência das sementes, desde que não relacionada a impedimentos físicos à entrada de água (BEWLEY; BLACK, 2013).

A fase I (Figura 2) se estendeu por 84 horas após a pesagem inicial e obteve um ganho de massa médio de 147% para o tratamento 1 e 156% para o tratamento 2. Havendo aumento abrupto do peso das sementes do tratamento 2 em razão da absorção rápida de água pelas sementes que estavam totalmente submersas em água. Durante a embebição, moléculas de água entram na semente, ocupando os espaços livres do tecido e os espaços intermicelares dos coloides, causando aumento de volume (BEWLEY E BLACK, 2013).

Figura 2. Curva de absorção de água pelas sementes de guapuruvu (*Schizolobium parahyba* (Vellozo) Blake mantidas em papel germitest umedecidos em 2,5 vezes o seu peso em água (tratamento 1) e sementes mantidas em copo com 150 mL de água (tratamento 2).



A velocidade de absorção das sementes varia de acordo com a espécie, a disponibilidade de água, a temperatura e as condições fisiológicas das sementes (Bewley & Black 1994).

O elevado incremento de acúmulo de massa, na fase inicial do processo germinativo, também pôde ser observado por Albuquerque et al. (2009) ao estudarem sementes de sucupira-preta (*Bowdichia virgilioides* Kunth), onde foi observado um ganho de umidade bastante significativo nas primeiras 12 horas de embebição para as sementes, em torno dos 100%.

A fase II não foi observada na curva de embebição para ambos os tratamentos. Segundo Bewley e Black (1994) nessa fase, ocorre o cessamento da entrada de água e a iniciação da síntese e reparo de DNA e mitocôndrias.

Sendo o tratamento 1 sempre reidratado após as pesagens e o tratamento 2 conter grande quantidade de água, e em ambos os tratamentos as sementes terem passado pelo processo de escarificação, a quantidade de água absorvida e a velocidade da absorção podem ter feito com que a fase II não tenha sido observada.

Com relação à não observação da fase II nas curvas de embebição das sementes de *S. parahyba* (Vell.) Blake, pode-se concluir que os processos fisiológicos característicos dessa fase estavam presentes. Esse fato se comprova, pois houve a fase III, momento em que é caracterizado pela emissão de radícula.

A fase III foi iniciada após as 23 horas da pesagem inicial e se estabilizou após 96 horas, para ambos os tratamentos, obtendo ganho de massa médio de 93,7% para o tratamento 1 e 58,70% para o tratamento 2. As sementes nessa fase iniciam o crescimento e desenvolvimento do eixo embrionário e, segundo Bewley & Black (1994), é por esse motivo que elas necessitam de água e voltam a absorvê-la rapidamente.

Santos et al. (2018) afirmam que em algumas espécies pode ser analisado uma curva de embebição com padrão bifásico devido a emissão da radícula não está ligada ao aumento do volume da biomassa ou em que a curva é realizada considerando-se grandes intervalos entre as pesagens. Salomão e Fujichima (2002) observaram em sementes de *Tabebuia aurea*, uma curva de embebição do tipo bifásica onde, após 48 horas observou-se a protrusão radicular para todos os tratamentos.

Bewley e Black. (2013) relatam que, quando a semente seca é colocada em água, há uma alta concentração de gradiente de Ψ (potencial hídrico), provocando o movimento de água na semente, essa rápida absorção acontece devido o Ψm (potencial matricial) ser baixo, sendo este considerado o elemento primário responsável pela embebição em sementes.

Outra possibilidade da ocultação da fase II pode ter sido pelo fato de as sementes destas espécies terem passado pelo processo de escarificação, processo esse que acelera a velocidade de germinação, fazendo com que a fase II seja ocultada.

Foi observado que na penúltima pesagem, dia 01/06, as sementes do tratamento 1 apresentavam poucas evidências de propulsão da radícula, em contra partida o tratamento 2 já demonstrava o surgimento de radículas. No último dia de pesagem, dia 02/06, foi possível observar que as sementes do tratamento 1 apresentavam uma maior radícula, fato esse que pode ter se dado pelo substrato não apresentar tanto potencial osmótico quanto o tratamento que estava embebido em água destilada (Figura 3 e 4). Sendo assim, a germinação do tratamento 2 apesar de ter se iniciado primeiro, não foi a que apresentou melhores resultados em relação ao aparecimento da radícula. Fato observado por Rosa et al. (2005) que ao estudar potencial osmótico de sementes de *Ateleia glazioviana* BAILL observaram que as sementes à medida que aumenta o potencial osmótico têm-se uma necessidade de mais tempo para a semente germinar; logo, há uma menor velocidade de germinação.

Figura 3. Tratamento 1 ao final das pesagens - Papel Germitest

Figura 4. Tratamento 2 ao final das pesagens - Copo Plástico

Segundo Lula et al. (2000), a curva de embebição serve para a determinação de mecanismos atuantes na inibição ou retardamento da germinação de sementes observando o modo e o tempo de absorção de água.

Desta forma, as sementes de *S. parahyba* exibiram rápido período de embebição, principalmente nas primeiras horas, completando seu ciclo germinativo em 96 horas, onde a força expansiva do embrião ultrapassou o sistema de retenção mecânica do endosperma e o tegumento, caracterizando a última fase, a protrusão da radícula.

CONCLUSÃO

Houve diferença significativa a 5% na média do peso final entre o tratamento 1 e tratamento 2, sendo o tratamento 1, papel germitest, o que apresentou maiores radículas.

Na presente condição do experimento não foi observado a fase II da curva de embebição, para sementes de guapuruvu, sendo caracterizada apenas com as fases I e III (padrão bifásico).

REFERÊNCIAS

1. ALBUQUERQUE, K.S.; GUIMARÃES,.RM.; ALMEIDA, I.F.; CLEMENTE, A.D.C.S. **Alterações fisiológicas e bioquímicas durante a embebição de sementes de sucupira-preta (*Bowdichia virgilioides* kunth.).** Revista Brasileira de Sementes, 2009.

2. BEWLEY, J. D.; BLACK, M. **Seeds: physiology of development and germination**. 2ed. New York: Plenum Press, 1994. 445 p.

3. BEWLEY, J. Derek; BLACK, Michael. **Seeds: physiology of development and germination**. Springer Science & Business Media, 2013.

4. BORTOLETTO, G.; BELINI, U. L. **Produção de lâminas e manufatura de compensados a partir da madeira de guapuruvu (*Schizolobium parayba* Blake.) proveniente de um plantio misto de espécies nativas.** Cerne, Lavras, V. 9, n. 1, p. 16-28, 2003.

5. BRASIL. Ministério da Agricultura e Reforma Agrária. Secretaria Nacional de Defesa Agropecuária. Departamento Nacional de Produção Vegetal. Coordenação de Laboratório Vegetal. **Regras para Análise de Sementes**. Brasília, DF, 1992. 365p.

6. CARDOSO, V. J. M. **Dormência: estabelecimento do processo**. In: FERREIRA, A. G.; F. BORGHETTI (org.). Germinação: do básico ao aplicado. Porto Alegre: Artmed; p. 95- 108, 2004.

7. CARVALHO, N. M.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência, tecnologia e produção**. 5. ed. Jaboticabal: FUNEP, 2012. 590p.

8. CARVALHO, P. E. R. **Espécies arbóreas brasileiras: recomendações silviculturais de espécies florestais.** Brasília, DF: EMBRAPA Informação Tecnológica; Colombo: EMBRAPA/CNPF, 2003.

9. DAMIÃO-FILHO, C.F; MÔRO, F.V. **Morfologia vegetal**. Jaboticabal: FUNEP, 2005.

10. HILHORST, H. W. M. **As sementes dormentes são preguiçosas e as sementes em germinação não?** In: ADKINS, S. W.; NAVIE, S. V.; ASHMORE, S. Sementes: biologia, desenvolvimento e ecologia. Cambridge: CABI, p. 188-194, 2007.

11. LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas no Brasil.** 4. ed. Nova Odessa: Instituto Plantarum, 2002. V. 1.

12. LORENZI, H. **Árvores brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**. Nova Odessa: Editora Plantarum, 2000. V. 1. 3ed.

13. LULA, A. A.; ALVARENGA, A. A. de; ALMEIDA, L. P. de; ALVES, J. D.; MAGALHÃES, M. M. **Estudos de Agentes Químicos na quebra da dormência de *Paspalum paniculatum* L**. Ciência e Agrotecnologia, Lavras, V. 24, n. 2, p. 358-366, 2000.

14. MARCOS FILHO, J. **Dormência de sementes**. In: MARCOS FILHO, J. Fisiologia de sementes de plantas cultivadas. Piracicaba: FEALQ, p. 253-289, 2005.

15. MELO, R. R.; FERREIRA, A. G.; JÚNIOR, F. R. **Efeitos de diferentes substratos na germinação de sementes de angico (*Anadenenthera columbrina* (Vell) Brenan).** Revista Científica Eletrônica de Engenharia Florestal, V. 5, n. 8, p. 1-8, 2005.

16. NISGOSKI, S. et al. **Características anatômicas da madeira e índices de resistência do papel de *Schizolobium parahyba* (Vell.) Blake proveniente de plantio experimental.** Scientia Forestalis, V. 40, n. 94, p. 203-211, 2012.

17. OLIVEIRA, D. A. et al. **Potencial germinativo de sementes de fava-d'anta (*Dimorphandra mollis* Benth. – Fabaceae: Mimosoideae) sob diferentes procedências, datas de coleta e tratamentos de escarificação**. Revista Árvore, V. 32, n. 6, p. 1001-1009, 2008.

18. PAULA, A.S. et al. **Breaking physical dormancy of *Cassia leptophylla* and *Senna macranthera* (Fabaceae: Caesalpinioideae) seeds: water absorption and alternating temperatures.** Seed Science Research, V. 22, n. 4, p. 259-267, 2012.

19. PEREZ, S. C. J. G. D. A. Envoltórios. In: A. Gui Ferreira, F. Borghetti (ed.); **Germinação do básico ao aplicado**. p.323, 2004. Porto Alegre: Artmed.

20. POPINIGIS, F. **Fisiologia da semente**. Brasília: AGIPLAN, 1985. 298p.

21. DA ROSA, Lucas Scheidt et al. **Avaliação da germinação sob diferentes potenciais osmóticos e caracterização morfológica da semente e plântula de Ateleia glazioviana Baill (timbó).** Cerne, v. 11, n. 3, p. 306-314, 2005.

22. SALOMÃO, A.N.; FUJICHIMA, A.G. **Respostas de sementes de *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook. F. ex S. Moore (Bignoniaceae) à dessecação e ao congelamento em temperaturas subzero**. Embrapa, Brasília, n.76. 2002.

23. SANTOS, J. A. S.; LIMA, A. T.; SILVA, E. C.; MEIADO, M. V. **Caracterização das curvas de embebição e desidratação de sementes de *Tabebuia aurea* (Silva Manso) Benth. & Hook.f ex S. Moore (Bignoniaceae)**. Informativo Abrates. V. 28, n. 1, 2018.

24. SARAIA M. L. N. / Doutorado - UFSCar (Depto Botânica). Israel Gomes Vieira / Coordenador do Setor de Sementes – IPEF Gelson Dias Fernandes / Laboratorista (LARGEA/LCF/ESALQ/USP). **Informativo Sementes** IPEF - Abril 1998.

25. SOUZA, E. B.; PACHECO, M. V.; MATOS, V. P.; FERREIRA, R. L. C. **Germinação de sementes de *Adenanthera pavonina* L. em função de diferentes temperaturas e substratos**. Revista Árvore, V. 31, n. 3 p. 437-443, 2007.

13

Diagnóstico ambiental e conservação dos recursos hídricos em uma pequena propriedade rural

Jocimar Caiafa **Milagre**
IFES

Lucas José **Mendes**
IFES

Alexandre Morais **Borges**
IFES

Bianca Pezzin **Paulúcio**
IFES

Vicente Toledo Machado de **Morais Júnior**
UFV

Euzileni **Mantoanelli**
IFES

10.37885/210504471

RESUMO

Objetivo: O objetivo deste trabalho foi realizar o diagnóstico ambiental e propor recomendações visando a conservação dos recursos hídricos de uma pequena propriedade rural no norte do estado do Espírito Santo**. Método:** O diagnóstico ambiental foi realizado através de vistorias *in loco* e mensurações espaciais na propriedade. As análises espaciais foram realizadas no *software* QGIS® e as técnicas de mitigação dos impactos foram propostas a partir de informações coletadas no diagnóstico ambiental e levantamento bibliográfico. **Resultados:** Os problemas mais relevantes encontrados na propriedade e que apresentaram relação direta com a conservação dos recursos hídricos foram mata ciliar insuficiente, o pastejo do gado próximo dos cursos hídricos e reservatórios e os processos erosivos nas áreas de pastagem. **Conclusão:** Para mitigação desses problemas é preciso que seja realizada a adequação ambiental das áreas de APPs e carga animal, além da adoção de práticas conservacionistas para o manejo da pastagem. Esse trabalho contribui na melhoraria da sustentabilidade hídrica da propriedade em estudo e fornece subsídios para adoção de práticas conservacionistas em outras pequenas propriedades rurais.

Palavras-chave: Gestão Ambiental, Água, Código Florestal, APP, Reserva Legal.

INTRODUÇÃO

Os recursos hídricos estabelecem estreitas inter-relações com os outros componentes do meio ambiente. Esses componentes podem ser de origem antropogênica ou natural e atuam alterando a disponibilidade e qualidade da água (CARVALHO, 2014). Para contornar a redução de vazão dos corpos hídricos e a depreciação da qualidade das águas, deve-se adotar um manejo integrado, praticando ações conservacionistas voltadas principalmente para o solo e a vegetação (GOMES et al., 2012). Para uma proposta de manejo integrado ser implantada em uma unidade hidrográfica, deve-se elaborar um diagnostico básico, uma análise de conflitos, além de recomendação de soluções em todos os níveis (VIANA et al., 2001).

De acordo com Sarmento-Soares e Martins-Pinheiro (2012), a região hidrográfica do Rio Cotaxé é definida pelo conjunto de córregos e rios que drenam para o rio Cotaxé, ou braço norte do rio São Mateus. No Espírito Santo, o rio Cotaxé banha parcialmente os municípios de Ecoporanga, Ponto Belo, Boa Esperança e São Mateus. Essa região apresenta considerável grau de degradação ambiental e uso não planejado da água, com altos índices de desmatamentos e vulnerabilidade às secas (AGERH, 2018). Segundo a Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos do Estado do Espírito Santo – SEAMA ES (2017), a degradação hídrica nessa região está associada principalmente ao mau uso do solo, que leva a processos erosivos e consequente assoreamento dos cursos d'água.

Devido à vulnerabilidade dos recursos hídricos frente às ações antrópicas, estudos e ações visando o uso planejado e sustentável da água devem ser direcionados para essa temática na região. Nesse sentido, o diagnóstico ambiental tem como finalidade identificar e avaliar os potenciais impactos de uma determinada região e envolve a identificação, caracterização e mapeamento dos recursos naturais e atividades antrópicas (FERREIRA et al., 2015).

Diante disso, o objetivo principal deste trabalho foi realizar o diagnóstico ambiental de uma pequena propriedade rural que integra a sub-bacia do Rio Cotaxé, no estado do Espírito Santo, e propor uma série de recomendações para adequação ambiental visando a conservação dos seus recursos hídricos.

MÉTODO

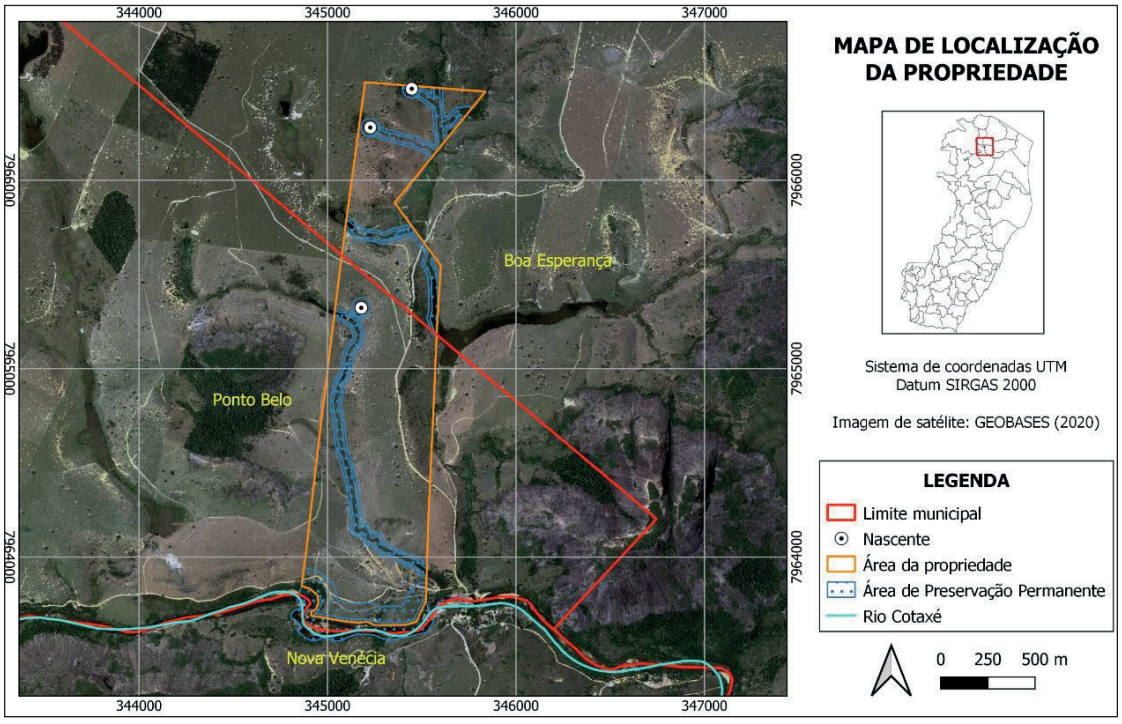
Área de Estudo

O estudo foi realizado numa propriedade rural localizada na divisa dos munícipios de Ponto Belo (18°07'34''S, 40°32'01''O, 241 metros) e Boa Esperança (18º32'24''S, 40º17'45"O, 140 metros), no norte do estado do Espírito Santo, Brasil. A propriedade apresenta 152,81

ha e se dedica à pecuária extensiva. O limite sul da propriedade é definido pelo Rio Cotaxé, que é integrante da rede hidrográfica da bacia do Rio São Mateus (Figura 1).

Segundo a classificação de Köppen, o clima dos dois municípios é Aw (tropical com inverno seco). O valor de temperatura média anual nos dois municípios é de 23,2°C e a precipitação média anual é de 1.267 mm (ALVARES et al., 2013). Baseando-se na classificação do IBGE, a vegetação predominante é formada por um tipo especial de Mata Atlântica, denominada como floresta atlântica de tabuleiro, onde há predomínio da floresta ombrófila densa (MARTINS e CAVARARO, 2012). De acordo com Cunha et al. (2016) o solo da região onde a propriedade está localizada é classificado como Argissolo Vermelho-Amarelo. O terreno da propriedade apresenta-se predominantemente ondulado, com raras áreas planas e alguns pequenos afloramentos rochosos.

Figura 1. Mapa de localização da área de estudo, evidenciando cursos hídricos e Áreas de Preservação Permanente.



Fonte: Elaborado pelos autores.

A elaboração do mapa de localização da área de estudo e análises espaciais foram realizadas no *software* livre QGIS® (versão 3.18.0). As imagens do satélite KOMPSAT 3/3A 2019-2020 e *shapefile* da hidrografia foram obtidos através do sítio eletrônico do Sistema Integrado de Bases Geoespaciais do Estado do Espírito Santo (GEOBASES). Para delimitação dos limites dos municípios foi utilizado *shapefile* disponibilizado no sítio eletrônico do Instituto Jones dos Santos Neves (IJSN).

Diagnóstico Ambiental e Recomendações

O diagnóstico ambiental da área foi elaborado através de vistorias *in loco* e mensurações espaciais realizadas na propriedade nos meses fevereiro e março de 2020. Nas vistorias foram observados o aspecto geral da paisagem, vegetação, cobertura do solo, nascentes, reservatórios d'água artificiais e cursos hídricos. Para verificação desses pontos foram realizadas caminhadas em toda extensão dos limites da propriedade e porção central da mesma. As mensurações espaciais foram realizadas com auxílio de uma trena de fibra de vidro, marca Starrett (modelo KTS537-50M-S), para verificar as dimensões dos cursos hídricos e áreas no entorno das nascentes.

A elaboração das técnicas recomendadas visando a conservação dos recursos hídricos foi realizada com base nas informações coletadas na fase de diagnóstico ambiental e a partir de levantamento bibliográfico, levando em consideração, principalmente, o que está estipulado na Lei Federal nº 12.651/2012 (BRASIL, 2012). As informações de remanescente de vegetação nativa e área consolidada foram obtidas através do Cadastro Ambiental Rural (CAR) da propriedade. Também foram obtidas informações gerais sobre o histórico da área com o proprietário e funcionários da propriedade.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

De forma geral, a propriedade apresenta uma riqueza de recursos hídricos, com nascentes perenes, córregos e reservatórios decorrentes de barramento de curso d´água. Segundo dados do Instituto Capixaba de Pesquisa, Assistência Técnica e Extensão Rural - INCAPER (2020), essa riqueza é característica dos municípios de Boa Esperança e Ponto Belo, que dispõem de grande quantidade de água, apresentando diversos córregos e um grande número de nascentes nas propriedades rurais.

Os problemas mais relevantes encontrados através do diagnóstico ambiental e que impactam diretamente os corpos hídricos na propriedade rural foram: inexistência de mata ciliar, presença de animais próximo dos cursos hídricos (pisoteio) e processos erosivos em área de pastagem (Figura 2).

Foram observados 4 cursos hídricos, 3 nascentes perenes e 5 reservatórios decorrentes de barramento (localizados total ou parcialmente dentro da propriedade). De forma geral, inexiste faixa de vegetação para proteção dos cursos hídricos e nascentes, além de ser comum o pastejo do gado nesses pontos. No caso das nascentes, foi realizado recentemente o cercamento num raio de 15 metros, porém isso não aconteceu nos cursos hídricos e reservatórios. De acordo com Rodrigues (2006), as nascentes perdem as capacidades quantitativa e qualitativa da água quando sofrem alterações resultantes de ações antrópicas

em ambientes de contribuição natural de infiltração no entorno e área de recarga do lençol freático, comprometendo seu reabastecimento e sua produção de água. Nesse sentido, garantir uma adequada cobertura do solo ao redor das nascentes e conhecer os fatores que podem atuar na qualidade da água são essenciais para a gestão sustentável desse recurso.

Figura 2. Problemas que impactam negativamente os recursos hídricos na propriedade. Ausência de mata ciliar (A); passagem de gado dentro do curso hídrico (B); e processo erosivo em pontos da pastagem (C).

Fonte: Arquivo pessoal dos autores.

Aproximadamente 1,11% (1,69 ha) da área total da propriedade está coberta por vegetação nativa remanescente. Levando em consideração o valor do módulo fiscal do município de Ponto Belo (cidade de registro do imóvel), a propriedade apresenta 2,55 módulos fiscais. Nesse caso, de acordo com Art. 61 do Código Florestal Brasileiro (Lei 12.651/2012), as faixas mínimas e obrigatórias de recomposição de Áreas de Preservação Permanente (APPs) hídricas naturais são de 15 metros no decorrer dos cursos d'água e ao redor das nascentes. Na recomposição das APPs, o produtor poderá utilizar os métodos de condução de regeneração natural e/ou plantio de espécies nativas. Também poderá intercalar o plantio de espécies lenhosas exóticas com espécies nativas, em 50% da área que será recomposta (BRASIL, 2012). Sendo assim, para cumprir tais adequações, o proprietário deverá inicialmente proteger as APPs hídricas com instalação de cerca, onde isto ainda não foi feito, impedindo o acesso do gado.

Em relação à Reserva Legal (RL), conforme definição do Art. 67 da mesma lei, as propriedades com até 4 módulos fiscais que possuem remanescentes de vegetação nativa em percentuais inferiores ao estabelecido para a região, podem definir a área de RL como sendo a área ocupada com a vegetação nativa existente em 22 de julho de 2008 (BRASIL, 2012). No caso da propriedade objeto deste estudo esse valor corresponde a 1,69 ha.

Os reservatórios de água da propriedade sofrem com a incidência das plantas invasoras taboa (*Typha domingensis* Pers.) e salvínia (*Salvinia molesta* D.S.Mitch.). No caso da salvínia, que é mais preocupante, as infestações não gerenciadas afetam negativamente a qualidade da água, aumentam a evapotranspiração e podem comprometer a biota aquática (MARTIN et al., 2018). Diante da presença desse tipo de vegetação, recomenda-se que se

promova a eliminação mecânica dessa vegetação. Ressalta-se que quanto mais eficiente for a limpeza realizada, menor será a possibilidade e a intensidade de uma nova infestação.

A boa conservação da pastagem em alguns pontos se deve, em parte, pela adoção da técnica de rotação do gado em diferentes piquetes. Apesar da pastagem ser bem manejada nesses pontos, em outros foi observado solo descoberto e erodido. Segundo Falcão e Leite (2018) o manejo inadequado do solo, aliado à ausência de vegetação, favorece o transporte de sedimentos, nutrientes e matéria orgânica pela erosão hídrica, que acabam por provocar assoreamento dos cursos hídricos e reservatórios. Assim, identificar as áreas suscetíveis à erosão é fundamental para a adoção de práticas de conservação do solo, com o intuito de mitigar os processos erosivos ou mesmo como ferramenta para o planejamento futuro de uso do solo na propriedade (FALCÃO e LEITE, 2018). Para a prevenção e o controle do escoamento superficial, bem como para a minimização das consequências negativas provocadas pela erosão, é essencial que haja o manejo adequado do solo, com a manutenção de uma boa cobertura vegetal. Deve-se ter uma pastagem bem manejada e com carga animal devidamente adequada, correlacionada com técnicas vegetativas e mecânicas de conservação do solo e da água, tais como: calagem, adubação e construção de terraços (MACEDO, 2010). Essas práticas garantirão o aumento da taxa de infiltração da água no solo e menor escoamento superficial das águas das chuvas.

Considerando que a área consolidada para pastagem é de aproximadamente 120,50 ha e que o limite máximo sugerido pela Embrapa é de 1,5 unidade animal/hectare/ano, a propriedade comporta no máximo 180 animais/ano. Essa taxa de limite máximo é suficiente para proporcionar um bom desempenho animal sem causar a deterioração do ecossistema. Porém, a propriedade possui excesso de animais em sua área por conter 213 animais. Conforme salienta Schuck e Ribeiro (2015), em sistemas de criação extensivos o pisoteio do gado favorece a compactação do solo, dificulta a absorção de água e troca de nutrientes, o que resulta no surgimento de processos erosivos. Neste contexto, é recomendável que a taxa de ocupação dos bovinos seja respeitada, visto que o pasto bem manejado apresenta crescimento vigoroso, fornece uma boa proteção ao solo e vantagens na competição com plantas invasoras, além de resultar em menores custos de manutenção (FERREIRA, 2012).

CONCLUSÃO

Os problemas mais relevantes encontrados na propriedade e que apresentaram relação direta com a conservação dos recursos hídricos foram a mata ciliar insuficiente, pastejo do gado próximo aos cursos hídricos e reservatórios e processos erosivos nas áreas de pastagem. Para mitigação desses problemas é preciso que seja realizado o cercamento e a recomposição vegetal das áreas de APPs, conforme preconizado na Lei Federal n°

12.651/2012. Em relação aos processos erosivos, é preciso realizar a adequação da carga animal e adotar práticas conservacionistas para o manejo da pastagem, principalmente nas áreas mais suscetíveis à erosão. Esse trabalho contribui na melhoraria da sustentabilidade hídrica da propriedade em estudo e fornece subsídios para adoção de práticas conservacionistas em outras pequenas propriedades rurais.

REFERÊNCIAS

1. AGÊNCIA ESTADUAL DE RECURSOS HÍDRICOS – AGERH. *Diagnóstico e prognóstico das condições de uso da água na bacia hidrográfica do Rio São Mateus.* Vitória, 2018. 510 p. Disponível em: <https://agerh.es.gov.br/cbh-sao-mateus>. Acesso em: 10 abr. 2021.

2. ALVARES, C. A.; STAPE, J. L.; SENTELHAS, P. C.; GONÇALVES, J. L. M.; SPAROVEK, G. Köppen's climate classification map for Brazil. *Meteorologische Zeitschrift*, v. 22, n. 6, p. 711-728, 2013.

3. BRASIL. Lei nº 12.651, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa; altera as Leis nºs 6.938, de 31 de agosto de 1981, 9.393, de 19 de dezembro de 1996, e 11.428, de 22 de dezembro de 2006; revoga as Leis nºs 4.771, de 15 de setembro de 1965, e 7.754, de 14 de abril de 1989, e a Medida Provisória nº 2.166-67, de 24 de agosto de 2001; e dá outras providências. *Diário Oficial da República Federativa do Brasil*, Brasília, DF, 28 maio 2012. Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm>. Acesso em: 12 abr. 2021.

4. CARVALHO, R. G. As bacias hidrográficas enquanto unidades de planejamento e zoneamento ambiental no Brasil. *Caderno Prudentino de Geografia*, v. 1, n. 36, p. 26-43, 2014.

5. CUNHA, A. de M.; FEITOZA, H. N.; FEITOZA, L. R.; OLIVEIRA, F. S. de.; LANI, J. L.; CARDOSO, J. K. F.; TRINDADE, F. S. Atualização da legenda do mapa de reconhecimento de solos do Estado do Espírito Santo e implementação de interface no Geobases para uso de dados em SIG. *Geografares*, v. 2, n. 22, p. 32 - 65, 2016.

6. FALCÃO, K. S.; LEITE, E. F. Avaliação do Potencial Natural a Erosão Hídrica na Bacia do Rio Nioaque. *Revista Geoaraguaia*, v. 8, n. 3, p.79 - 97, 2018.

7. FERREIRA, A. M. *Manejo Reprodutivo de Bovinos Leiteiros: práticas corretas e incorretas, casos reais, perguntas e respostas*. Juiz de Fora: Produção Independente, 2012. 616 p.

8. FERREIRA, R. D. S.; BATISTA, E. M. C.; SOUZA, P. A.; SOUZA, P. B.; SANTOS, A. D. Diagnóstico ambiental do córrego Mutuca, Gurupi-TO. *Revista Verde de Agroecologia e Desenvolvimento Sustentável*, v. 10, n. 4, p. 08-12, 2015.

9. GOMES, M. A.; LANI, J. L.; COSTA, L. M.; PONTES, L. M.; FIGUEREDO, N. A.; BARDALES, N. G. Solos, manejo e aspectos hidrológicos na bacia hidrográfica do Araújos, Viçosa-MG. *Revista Árvore*, v. 36, n. 1, p. 93-102, 2012.

10. INSTITUTO CAPIXABA DE PESQUISA, ASSISTÊNCIA TÉCNICA E EXTENSÃO RURAL - INCAPER. *Programa de Assistência Técnica e Extensão Rural 2020-2023*. Vitória, 2020. Disponível em: <https://incaper.es.gov.br/proater>. Acesso em: 18 abr. 2021.

11. MACEDO, J. R. *Erosão em pastagens*. 2010. Disponível em: < http://www.diadecampo.com.br/zpublisher/materias/Materia.asp?id=22458&secao=Ar> . Acesso em: 17 abr. 2021.

12. MARTINS, L.; CAVARARO, R. *Manual Técnico da Vegetação Brasileira: Sistema fitogeográfico, inventário das formações florestais e campestres, técnicas e manejo de coleções botânicas, procedimentos para mapeamentos.* Rio de Janeiro: IBGE, 2012. 272 p.

13. MARTIN, G. D.; COETZEE, J. A.; WEYL, P. S.; PARKINSON, M. C.; HILL, M. P. Biological control of *Salvinia molesta* in South Africa revisited. *Biological control*, v. 125, p. 74-80, 2018.

14. RODRIGUES, V.A. Recuperação de nascentes em microbacias da cuesta de Botucatu. In: RODRIGUES, V. A.; BUCCI, L. A. (Orgs.). *Manejo de microbacias hidrográficas: experiências nacionais e internacionais*. Botucatu: FEPAF, 2006. p. 5-27.

15. SARMENTO-SOARES, L. M.; MARTINS-PINHEIRO, R. F. A fauna de peixes nas bacias do norte do Espírito Santo, Brasil. *Sitientibus série Ciências Biológicas*, v. 12, n. 1, p. 1-25, 2012.

16. SCHUCK, C.; RIBEIRO, R. *Comendo o Planeta: impactos ambientais da criação e consumo de animais*. São Paulo: Sociedade Vegetariana Brasileira São Paulo, 2015. 66 p. Disponível em: <https://www.svb.org.br/livros/comendo_o_planeta.pdf>. Acesso em: 18 abr. 2021.

17. SECRETARIA DE MEIO AMBIENTE E RECURSOS HÍDRICOS DO ESTADO DO ESPÍRITO SANTO – SEAMA-ES. *Avaliação das oportunidades da restauração de paisagens e florestas para o Estado do Espírito Santo, Brasil*. Vitória, 2017. 88 p. Disponível em: <https://infoflr.org/sites/default/files/2020- 04/forest_landscape_restoration_opportunities_assessment_in_espirito_santo_state.pdf >. Acesso em: 14 abr. 2021

18. VIANA, R. L.; RIBEIRO, G. A.; LIMA, G. S.; SOUZA, F. A. A.; GÓES, C. T. Considerações sobre a elaboração de um diagnóstico socioeconômico e socioambiental no entorno de uma unidade de conservação. In: XVI CONGRESSO BRASILEIRO DE ECONOMIA DOMÉSTICA E IV ENCONTRO LATINO-AMERICANO DE ECONOMIA DOMÉSTICA, 2001, Viçosa. *Anais*... Viçosa: Associação Brasileira de Economistas Domésticos, 2001. p. 717-723.

14

Dinâmica espacial da paisagem do Parque Estadual do Jalapão (TO) de 2000 a 2015

Jader Nunes **Cachoeira**
CEMAF

Allan Deyvid Pereira da **Silva**
CEMAF

Antonio Carlos **Batista**
UFPR

Daniela **Biondil**

Marcos **Giongo**
CEMAF

Eduardo **Ganassoli Neto**
CEMAF

Artigo original publicado em: 2020
Ciência Florestal - ISSN 1980-5098.

Oferecimento de obra científica e/ou literária com autorização do(s) autor(es) conforme Art. 5, inc. I da Lei de Direitos Autorais - Lei 9610/98

10.37885/210202992

RESUMO

A modificação da paisagem e a fragmentação do habitat tornaram-se grandes temas de pesquisa, uma vez que são consideradas ameaças graves para a biodiversidade. Considerando o histórico de perturbação da área do Parque Estadual do Jalapão (PEJ), dado sua característica de Unidade de Conservação (UC) de proteção integral inserida no bioma Cerrado, o objetivo desta pesquisa é atualizar o mapa de uso e cobertura do solo dessa UC e analisar as métricas que quantificam a conectividade do habitat e a fragmentação da ecologia da paisagem para o ano de 2015, tendo como base o mapa de uso e ocupação do solo do ano 2000. Para elaborar o mapa de uso do solo do PEJ de 2015, utilizou-se a cena 221/67 (órbita/ponto) de 8 de agosto de 2015 do satélite Landsat 8, sensor OLI, por abranger toda a área de estudo e por não ter cobertura de nuvens. No processamento digital das imagens foram realizadas a correção radiométrica, a pré-classificação e a associação das classes de uso do solo, e, posteriormente, classificação supervisionada por meio de interpretação visual. Para verificar a precisão do mapa foi calculado o coeficiente de Kappa, cujo valor foi de 0,92. A partir do mapa atualizado foram realizados os cálculos de índices de ecologia da paisagem referentes à área, tamanho, forma, borda e proximidade dos fragmentos. Os procedimentos foram realizados no *software* SIG ArcGIS 10.4 por meio da extensão gratuita *Patch Analyst* 5.2. Com base nos mapas de uso e cobertura do solo e nos índices de ecologia da paisagem, pode-se constatar que houve mudanças na paisagem. Quanto às métricas, conclui-se que a UC se encontra fragmentada, apresenta 564 fragmentos e possui alta heterogeneidade espacial e forma complexa e irregular em razão dos valores de MPS, PSCoV e MSI.

Palavras-chave: Uso do Solo, Métricas, Conservação, Ecologia da Paisagem.

INTRODUÇÃO

O estudo da paisagem deve considerar três características principais: sua estrutura, formada por uma matriz (elemento predominante), fragmentos e corredores; sua função, relacionada à interação entre os elementos que a compõem e sua dinâmica, as alterações na estrutura e função ao longo do tempo (FORMAN; GODRON, 1986).

A fragmentação de habitats acarreta isolamento das formações e populações remanescentes, alterações nos fluxos gênicos, intensificação das competições, alterações da estrutura e qualidade de habitats e extinções de espécies (MUCHAILH *et al*., 2010). Jesus *et al*. (2015) afirmaram que a aceleração do processo de fragmentação causa a sua diminuição, tornando-as suscetíveis ao efeito de borda. Assim, é importante avaliar aspectos tais como estrutura, diversidade e composição dos ambientes para obter informações com a finalidade de escolher a melhor opção nas medidas de restauração ou conservação de áreas degradadas ou alteradas que são produtos da fragmentação (MUCHAILH *et al*., 2010).

Uma das formas mais utilizadas para se analisar a fragmentação de paisagens é através da aplicação de métricas da paisagem por possuírem aplicações importantes na quantificação do crescimento ou da expansão da fragmentação da paisagem. Para Frohn e Hao (2006), tais métricas do padrão de paisagem são usadas para quantificar a composição e a configuração da paisagem em um mapa ou imagem de sensoriamento remoto. As técnicas de geoprocessamento e de processamento digital de imagens permitem a avaliação das alterações do ambiente, viabilizando a compreensão dos padrões de organização espacial, com os quais é possível diagnosticar e até mesmo prognosticar as mudanças da paisagem e mostrar a distribuição espacial real das diferentes formas de uso dos recursos naturais cada vez mais alterados pelas ações do homem (RUDOLPHO *et al*., 2013).

Para as Unidades de Conservação (UCs) abertas ao público e com presença de moradores e extrativistas (comunidades tradicionais), somadas às pressões da expansão da fronteira agrícola no entorno, como é o caso do Parque Estadual do Jalapão (PEREIRA JÚNIOR *et al*., 2014), justifica-se o presente estudo, cujo objetivo é atualizar o mapa de uso e cobertura da terra e analisar o processo de fragmentação da paisagem por meio de métricas da paisagem.

MATERIAL E MÉTODOS

Local de estudo

O Parque Estadual do Jalapão (PEJ) está na porção nuclear da região do Jalapão, inteiramente dentro no município de Mateiros, no leste do Tocantins, com área de 159.539,7

ha, no retângulo formado pelos paralelos 10°08’53” e 10°36’32” S e entre os meridianos 46°24’24” e 46°56’06” W.

O Parque possui formações campestres, savânicas e florestais. As formações campestres são campo limpo, campo limpo úmido e campo sujo; as savânicas são as diferentes formações do cerrado em sentido restrito (típico, ralo, denso, rupestre) e a vereda; e as florestais são o cerradão, as matas de galeria não inundável e inundável, a mata ciliar e a mata seca semidecídua. A geomorfologia é caracterizada por planaltos e chapadões aplainados, sendo observados serras do tipo “mesa” e morros “testemunhos” com bordas ruiniformes. Predominam os solos neossolos quartzarênicos e litólicos e os latossolos vermelhos (TOCANTINS, 2003).

A maior parte da economia da região está centrada em agricultura de subsistência, pecuária extensiva, artesanato de capim-dourado e turismo. Essas atividades econômicas principais dependem diretamente do cerrado e, com exceção do turismo, todas envolvem o uso de fogo (SCHMIDT *et al*., 2011).

Mapa de uso do solo

Para a elaboração do presente estudo foram utilizados arquivos vetoriais do uso e cobertura da terra do ano 2000, disponibilizados pela Secretaria de Planejamento do Estado do Tocantins (TOCANTINS, 2012). A partir desses dados, o mapa de uso e ocupação do solo do PEJ foi atualizado para 2015. Para tanto, foram adquiridas imagens multiespectrais do sensor OLI (*Operacional Land Imagem*) a bordo do satélite *Landsat*-8 (*Land Remote Sensing Satellite*) constante do acervo de cenas do *United States Geological Survey* (USGS), disponível de modo ortorretificado na plataforma GLOVIS (www.glovis.usgs.gov).

Foi utilizada a cena 221/67 (órbita/ponto), de 8 de agosto de 2015, para obter o mosaico. A data de passagem do satélite foi escolhida de acordo com o período de estiagem na região e com menor quantidade de nuvens (5% de presença de nuvens). As duas primeiras fases do processamento digital da imagem, pré-processamento e processamento, foram executadas seguindo a metodologia de Xaud e Epiphanio (2014). Na fase de classificação, adotou-se o método da classificação supervisionada por interpretação visual, que consiste na identificação das classes de informação (tipos de cobertura da terra) presentes na imagem e posterior caracterização das refletâncias para cada classe de informação.

A variação da área ocupada por cada classe entre os anos 2000 e 2015 foi obtida por meio da seguinte relação: [(A2015 – A2000) / A2000] * 100, em que A = área ocupada (ha) por determinada classe no ano indicado.

Para a classificação da imagem referente a 2015, foram coletados 133 pontos de controle em toda a área de estudo para inferir a exatidão das classes. Cada ponto foi associado

à classe presente no local e, posteriormente, essas informações foram cruzadas com mapeamento realizado para 2015, sendo gerada a matriz de confusão entre os pontos controle e a classificação realizada a fim de obter o índice de Kappa.

O desempenho do índice de Kappa foi avaliado de acordo com a tabela de desempenho proposta por Fonseca (2000). Índices entre 0,21 e 0,4 são considerados razoáveis, entre 0,41 e 0,6 bons, entre 0,61 e 0,8 muito bons, e entre 0,81 e 1 excelentes.

Métricas da paisagem

Este estudo integrou geotecnologias (Sensoriamento Remoto e SIG) e métricas espaciais para analisar a dinâmica espaço-temporal e a evolução da mudança de uso da terra e padrão de paisagem. Indicadores geoespaciais eficientes para uma melhor compreensão do processo de fragmentação da paisagem do PEJ foram obtidos.

A partir do mapa de uso do solo foi realizado o cálculo de índices de ecologia da paisagem referentes à área, tamanho, forma, borda e proximidade conforme as descrições constantes na Tabela 1. Os procedimentos foram realizados no *software* SIG ArcGIS 10.4 por meio da extensão gratuita Patch Analyst 5.2, desenvolvida por Rempel, Kaukinen e Carr (2012).

Tabela 1. Métricas da paisagem obtidas ao nível de classes

Grupo	Sigla	Métrica	Unidade	Observação
Área	CA	Área da Classe	Hectare (ha)	Somatório das áreas de todos os fragmentos presentes na área.
Densidade e tamanho	MPS	Tamanho médio do fragmento	Hectare (ha)	Soma do tamanho dos fragmentos dividido pelo número.
	NUMP	Número de fragmentos	Adimensional	Número total de fragmentos na paisagem/classe.
	PSCoV	Coeficiente de variação do tamanho do fragmento	Porcentagem (%)	Desvio padrão do tamanho do fragmento dividido por seu tamanho médio, multiplicado por 100.
Borda	TE	Total de bordas	Metro (m)	Soma do perímetro de todos os fragmentos.
	ED	Densidade de borda	m/ha	Quantidade de extremidades relativa à área da paisagem.
Forma	MSI	Índice de forma médio	Adimensional	É igual a um quando os fragmentos forem circulares e aumenta o valor do índice com a crescente irregularidade da forma do fragmento.
	AWMSI	Índice de forma de área média ponderada	Adimensional	Difere do MSI, porque fragmentos maiores terão mais peso que as menores.
Proximidade	MNN	Distância média do vizinho mais próximo	Metros (m)	A distância média do vizinho mais próximo é a média dessas distâncias para classes individuais no nível de classe e a distância média da classe vizinha mais próxima no nível de paisagem.

Fonte: Adaptado de MacGarigal e Marks (1995)

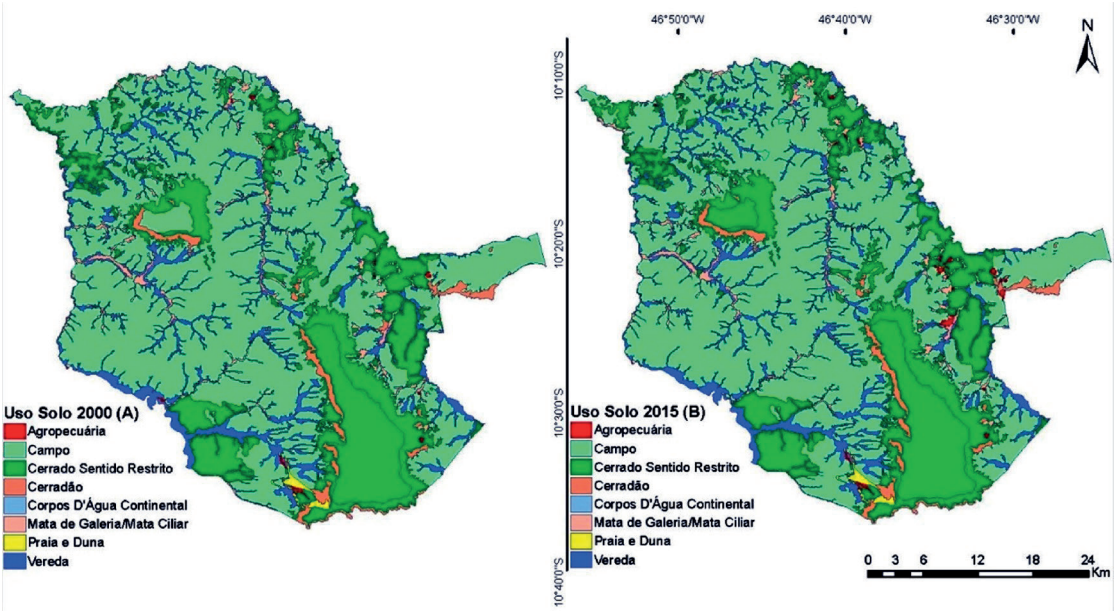
RESULTADOS E DISCUSSÃO

Uso do Solo

A partir da matriz de confusão foi obtido o índice de Kappa (k) que, para o uso do solo do PEJ de 2015, foi de 0,92, confirmando a eficiência da metodologia aplicada no presente trabalho (FONSECA, 2000).

Na análise dos mapas de uso do solo (Figura 1), notam-se algumas alterações na paisagem do PEJ. Os valores de área em hectares (ha) ocupados por cada classe nos anos 2000 e 2015 e os valores das variações (%), também de cada classe, encontram-se na Tabela 2.

Figura 1. Mapa temático da cobertura do solo do PEJ em 2000 (A) e 2015 (B)



Fonte: Autores (2018)

Depreende-se da Tabela 2 que o PEJ possuía, tanto em 2000 quanto em 2015, a maior parte de sua área coberta por Campo, 60,31% (2000) e 58,38% (2015), que compreende as fitofisionomias Campo Limpo e Campo Sujo, seguido pela classe Cerrado Sentido Restrito, que cobria 23,59% da área do PEJ no ano 2000 e 25,17% em 2015.

As áreas de Agropecuária foram as que mais apresentaram variação no período de 2000 a 2015, isto é, 114,89% de acréscimo. A Figura 1 demonstra onde essas áreas estão localizadas, notadamente na região noroeste, mais próximas ao município de São Félix (TO), e a maior concentração na região leste, onde se localiza a sede do município de Mateiros (TO). O aumento das áreas de Agropecuária e, consequentemente, a diminuição das áreas de Campo e Cerradão (Tabela 2) pode estar relacionada à intensificação do uso do solo pelos moradores e agricultores familiares residentes no PEJ como consequência a problemas

quanto às desapropriações na época da criação do Parque (TOCANTINS, 2003; PEREIRA JÚNIOR *et al.*, 2014).

Tabela 2. Área ocupada por cada classe de uso do solo no Parque Estadual do Jalapão nos anos de 2000 e 2015

Classes de uso	2000		2015		Variação (2000-2015)
	Área (ha)	Área (%)	Área (ha)	Área (%)	
Agropecuária	276,23	0,17%	593,59	0,37%	114,89%
Campo	96.218,36	60,31%	93.139,36	58,38%	-3,20%
Cerradão	3.674,03	2,30%	3.532,03	2,21%	-3,86%
Cerrado Sentido Restrito	37.634,55	23,59%	40.159,97	25,17%	6,71%
Corpos d'água	261,83	0,16%	184,97	0,12%	-29,35%
Mata de Galeria/Mata Ciliar	5.482,06	3,44%	5.668,78	3,55%	3,41%
Praia e Duna	504,81	0,32%	504,81	0,32%	0,00%
Vereda	15.491,84	9,71%	15.756,00	9,88%	1,71%

Fonte: Autores (2018)

Dentre as classes que mais variaram quanto à redução de áreas, os Corpos d'água apresentaram perda de 29,35%. Essa variação pode estar relacionada com a quantidade de precipitação (chuvas) nos períodos de estudo. Dados da estação meteorológica de Mateiros (TO), disponibilizados pela Agência Nacional de Águas (AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS, 2017), informam que nos anos de 1999 e 2000 o acumulado de precipitação (mm) foi de 2.824,2 e 3.487,2, respectivamente, ao passo que nos anos de 2014 e 2015 a quantidade de chuvas foi bem menor: 1.035,7 mm em 2014 e 1.075,4 mm em 2015. Ou seja, no mapeamento em 2000 houve um acúmulo maior de água, que culminou em uma maior delimitação de áreas classificadas como Corpos d'água, ao passo que em 2015 ocorreu uma diminuição da quantidade ou duração do período de chuvas, resultando em uma menor identificação e delimitação dessa classe.

O aumento das áreas de Mata de Galeria e Veredas está provavelmente relacionado com a diminuição das áreas de Corpos d'água, que tiveram um comportamento inverso. Essas variações podem estar associadas ao fato de que essas duas classes se encontram em áreas úmidas (às margens de cursos d'água).

Métricas da paisagem

Forman e Godron (1986) e Pirovani *et al.*(2014) afirmam que a área é uma das informações mais importantes da paisagem, pois é a base para o cálculo de outras métricas, explicando as variações de riqueza de espécies. A Tabela 3 demonstra a variabilidade dos fragmentos florestais do PEJ, evidenciando que sua área de 159.539,7 ha é formada por 524 fragmentos. Há desde fragmentos muito pequenos (menores que 1 ha) até fragmentos muito grandes (>15.000 ha).

A classificação dos fragmentos por tamanho de área, como se verifica na Tabela 3, mostra como a paisagem do PEJ apresenta algum grau de fragmentação. Observa-se que na área de estudo são encontradas classes de fragmentos muito pequenos, sendo que 83 fragmentos representam 15,8% do total, perfazendo tão somente 0,1% da área da paisagem. Destes, 21 fragmentos possuem área menor do que 1 ha e 10,9% (57) do total de fragmentos foram classificados como pequenos (5,01-10 ha). Somadas as áreas, representam 0,3% (411,35 ha) do total da área. Na classe de médios fragmentos (10,01-100 ha) há 269 fragmentos (51,34%), com área de 10.483,25 ha, representando apenas 6,6% da área total da paisagem do PEJ.

Tabela 3. Número de fragmentos por classe de área do Parque Estadual do Jalapão

Classes de área (ha)	Quantidade de fragmentos		Área das classes	
	Und	%	Ha	%
<5	83	15,80%	176,53	0,10%
5,01-10	57	10,90%	411,36	0,30%
10,01-20	70	13,40%	998,02	0,60%
20,01-40	94	17,90%	2.736,70	1,70%
40,01-60	56	10,70%	2.760,40	1,70%
60,01-100	49	9,40%	3.988,13	2,50%
100,01-200	45	8,60%	6.107,87	3,80%
200,01-600	42	8,00%	12.752,65	8,00%
600,01-1000	10	1,90%	7.093,21	4,40%
1.000,01-15.000	17	3,20%	66.059,00	41,40%
>15.000	1	0,20%	56.455,65	35,40%

Em que: Quantidade de fragmentos: Und, os valores 70, 94, 56 e 49 somam 269; %, os valores 13,40%, 17,90%, 10,70% e 9,40% somam 51,34%; Área de classes: %, os valores 0,60%, 1,70%, 1,70% e 2,50% somam 6,50%.
Fonte: Autores (2018)

Quanto à classe dos fragmentos com área acima de 100 ha, optou-se por categorizá-los nas classes grande, muito grande e enorme. Assim, referindo-se a estas três últimas categorias, a paisagem do PEJ também é formada por 97 (18,51%) fragmentos com área entre 100,01 até 1.000 ha, com somatório das áreas de 25.953,73 há, ou 16,3% do total de área, bem como por 17 (3,2%) fragmentos muito grandes (1.000,01-15.000 ha) que somam 41,4% do total da área (66.059 ha); por último, o único fragmento categorizado como enorme, tendo em vista que sua área é de 56.455,65 ha, ocupa 35,4% da área total (Tabela 3).

A categorização das classes de fragmentos seguiu, com adaptações em detrimento do tamanho da área do PEJ, os parâmetros dos trabalhos de Juvanhol *et al*. (2011) e Esteves Peluzio, Fiedler e Zanetti (2015), os quais, ao estudarem remanescentes da Mata Atlântica, atribuíram as classes de tamanho como muito pequeno (< 5 ha), pequeno (5-10 ha), médio (10-100 ha) e grande (> 100 ha). No entanto, essa classificação não é padrão. Pirovani *et al*. (2014), estudando a fragmentação na bacia do rio Itapemirim, atribuíram como pequenos

a classe < 5 ha, como médios de 5 a 50 ha e como grandes a classe de fragmentos acima de 50 ha (> 50 ha).

Uma característica comum encontrada nesses trabalhos com o PEJ é a relação inversa entre o número de fragmentos e a área que eles ocupam. Ou seja, as classes de fragmentos pequenos, muito pequenos e médios apresentaram maior número de fragmentos, porém a soma de suas áreas representou o menor percentual da área total, enquanto que as classes dos fragmentos grandes, muito grande e enorme, em menor número, apresentaram, significativamente, as maiores áreas, responsáveis pela maior cobertura florestal em área.

Ao contrário das constatações de Pirovani *et al*. (2014), os resultados das quantidades de fragmentos por classes de tamanho apresentados para o PEJ indicam que a área está conservada, já que 51,34% dos fragmentos são de tamanhos médios. No entanto, para algumas classes, a grande quantidade de pequenos fragmentos florestais pode estar associada ao problema de susceptibilidade da área a alterações na dinâmica da paisagem, sendo que a riqueza diminui quando a área do fragmento fica menor do que as áreas mínimas necessárias para a sobrevivência das populações (SANTOS *et al*., 2007).

Outras observações, no que tange às dimensões dos fragmentos, demonstram que, isoladamente, tamanhos das classes de fragmentos abaixo de 100 ha encontradas para o PEJ são inviáveis para a conservação de algumas espécies do cerrado das quais se conhece a área de vida, por exemplo, 1.096 ha a 2.180 ha (53 animais) para *Tayassu pecari* (FRAGOSO, 1998) e 18,5 ha para *Callithrix penicillata* (MIRANDA; FARIA, 2001).

Deve-se considerar, no entanto, que o conhecimento da capacidade dos mamíferos florestais neotropicais de se moverem entre os fragmentos é praticamente inexistente. Portanto, a discussão do tamanho mínimo da área florestal deve ser pautada com a limitação do conhecimento do potencial de circulação de espécies em florestas tropicais (ANDREAZZI; PIRES; FERNANDEZ, 2009). Esse aspecto se correlaciona com o que Vieira *et al*. (2003) afirmam no sentido de que fragmentos menores que 100 ha devem ser preservados, pois mantêm uma parcela significativa da biodiversidade de mamíferos e, principalmente, por possuírem importante função atuando como *stepping stones*, o que pode, para algumas espécies, facilitar os fluxos entre fragmentos, promovendo aumento no nível de heterogeneidade da matriz (ALMEIDA, 2008).

Quanto à paisagem, no PEJ o tamanho médio das manhas (MPS) foi de 304,47 ha, com coeficiente de variação do tamanho das manchas (PSCoV) de 863,64% (Tabela 4). Essa alta variação está relacionada ao fato de que no PEJ há fragmentos menores do que 1 ha (21 fragmentos de áreas de Cerrado Sentido Restrito e Matas de Galeria/Cililar) até fragmentos com área superior a mil hectares (18 fragmentos, sendo dois fragmentos de Campos com área superior a dez mil ha) (Figura 1 e Tabela 3).

Tabela 4. Métricas da paisagem do Parque Estadual do Jalapão

Table 4. Landscape metrics of the Jalapão State Park

Índices*	Classes								
	Ag	Cag	Cam	Ce	Csr	Mg	Pr	Ve	Todas
CA (ha)	593,95	185,13	93.207,17	3.534,19	40.185,92	5.672,92	505,11	15.767,33	159.539,70
ZLAND	6	1	10	5	25	19	1	33	100
MPS (ha)	19,16	61,71	1.726,06	130,9	304,44	58,48	101,02	90,1	304,47
NumP	31	3	54	27	132	97	5	175	524
PSCoV (%)	93,02	53,19	454,34	157,49	362,94	181,58	97,24	346,73	863,64
TE (m)	69.957	56.153	2.312.675	216.062	1.249.083	792.694	35.012	1.877.876	6.607.150
ED (m/ha)	0,44	0,35	14,49	1,35	7,83	4,97	0,22	11,77	41,41
MSI	1,532	6,256	2,405	1,824	1,937	2,767	2,108	2,97	2,48
MPAR	0,017	0,028	0,011	0,011	0,059	0,034	0,011	0,021	0,031
AWMSI	1,7	7,71	10,97	3,25	3,43	5,19	2,38	7,11	8,25
MPFD	1,29	1,43	1,29	1,27	1,32	1,36	1,3	1,36	1,33
MNN	9,9	0,03	28169,49	146,96	1328,24	18,98	67,95	202,58	3317,53

Em que: Ag = Agropecuária; Cag = Corpos d'água; Cam = Campo; Ce = Cerradão; Csr = Cerrado sentido restrito; Mg = Mata de galeria/ciliar; Pr = Praia/dunas; Ve = Veredas; CA = Área total da Classe; MPS = Tamanho médio do fragmento; NumP = Número de manchas; PSCoV = Coeficiente de variação do tamanho da mancha; TE = Total de bordas; ED = Densidade de borda; MSI = Índice de forma médio; AWMSI = Índice de forma de área média ponderada; MNN = Índice de proximidade.

Fonte: Autores (2018)

Os valores do MPS e do PSCoV obtidos para a paisagem no PEJ evidenciam, de acordo com Calegari *et al*. (2010) e Pirovani *et al*. (2014), a alta variabilidade, o que é comum em estudos de ecologia da paisagem. Os autores também observaram elevados coeficientes de variação em relação à área média dos fragmentos, indicando alta heterogeneidade espacial da paisagem, que no PEJ está associada principalmente aos valores do tamanho médio dos fragmentos (MPS) e aos coeficientes de variação (PSCoV) da Classe Campo (Cam), com MPS de 1.726,06 ha e PSCoV 454,34%, em detrimento dos valores encontrados para MPS e PSCoV para as Classes de Agropecuária (Ag) e Mata de Galeria/Ciliar (Mg) (Tabela 4).

No entanto, apesar de haver uma alta heterogeneidade, deve-se considerar que as paisagens que apresentam menores valores para tamanho médio de fragmento (MPS) são as mais fragmentadas em função do número de fragmentos e da área ocupada pela cobertura vegetal. Em situações de fragmentação em uma unidade de área contínua, espécies que ocupam o interior do fragmento podem sofrer redução devido à perda de habitats (ESTEVES PELUZIO; FIEDLER; ZANETTI, 2015). Nesse sentido, pode-se inferir que as Classes Mg e Ve apresentam condição de fragmentação, ensejando maiores atenções quanto à conservação.

Nas lições de Frohn e Hao (2006), uma das métricas mais eficazes de medição da fragmentação da paisagem é o Índice de Maior Fragmento (LPI), que tem sido amplamente utilizado como um indicador de fragmentação da paisagem. Para o PEJ, o LPI foi de 35%, correspondendo a um único fragmento da Classe Cam, o que por sua vez significa dizer

que essa área representa a matriz da paisagem do PEJ e que mais de um terço da área não se encontra fragmentada. O valor encontrado do LPI para o PEJ, matriz da paisagem, possui relevante valor. Um maior valor favorece a presença de dispersores, polinizadores e propágulos, abastecendo fragmentos menores (MCGARIGA; MARKS, 1995).

Quanto às métricas de borda, o total de borda (TE) representa a soma do perímetro de todos os fragmentos. Em termos de cobertura vegetal, em que se excluem as classes Pr e Cag, o menor valor de TE foi obtido para a classe Ag, com 69.957 m, seguida da classe Ce, com 216.062 m, e Mg, que obteve 792.694 m de bordas. De forma inversa, as classes Cam, Ve e Csr tiveram os maiores valores de TE (Tabela 4).

De acordo com a Tabela 4, os resultados de ED também demonstraram a mesma ordem de valores das classes apresentada para TE. Ag (0,44 m/ha), Ce (1,35 m/ha) e Mg (4,97 m/ha) obtiveram os menores valores de ED, ao passo que maiores valores foram obtidos para as Classes Cam (14,49 m/ha), Ve (11,77 m/ha) e Csr (7,83 m/ha). Pirovani *et al*. (2014) e Juvanhol *et al*. (2011) nos informam que a diferença na quantidade de bordas, quando se considera a densidade, é devida aos valores de área ocupados por cada classe de tamanho dos fragmentos, mas que pode sofrer alterações devido à quantidade de fragmentos, visto que quanto maior o número de fragmentos de determinada classe, maior a densidade de borda (CALEGARI *et al*., 2010). Todavia, no presente estudo, essa tendência não ocorreu de maneira direta.

As classes com menores áreas (Ag, Ce e Mg) também apresentaram, proporcionalmente, os menores valores de TE e ED. Porém, quanto às classes com maiores áreas, somente a Classe Cam apresentou quantidades proporcionais de TE e ED. O predomínio dos valores de TE e ED da Classe Cam sobre as demais Classes se deve à maior área associada ao número de fragmentos desta Classe, comprovando que ela é a matriz da paisagem do PEJ. Entretanto, apesar de possuir área maior do que a da Classe Ve, a Classe Csr possui menos quantidade de TE e ED. Isso pode ter ocorrido devido a seu maior valor de área e menor quantidade de fragmentos e à compactação da Classe Ve, com elevado número de fragmentos e área menor, apontando para um menor efeito de borda e indicando um maior grau de conservação da Classe Csr (JUVANHOL *et al*., 2011; PIROVANI *et al*., 2014).

A forma dos fragmentos também influencia o grau do impacto do efeito de borda, incluindo os fluxos bióticos e abióticos. Por meio do índice de forma médio (MSI), pode-se determinar a tendência em relação à forma de um fragmento. Os fragmentos com formas mais circulares (MSI mais próximo a 1) estão menos sujeitos às intervenções da matriz, enquanto aqueles com formas mais alongadas (MSI maior que 1) são os mais sujeitos a essas intervenções e aos efeitos da borda interior (FORMAN; GODRON, 1986; SOUZA *et al*., 2014).

Para a paisagem do PEJ, o valor do MSI é de 2,48, demonstrando uma forma complexa e irregular (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Quanto às Classes de uso e à cobertura do solo, as que apresentaram as formas menos irregulares foram Ag, com MSI de 1,53, e a Classe Ce, que obteve um MSI de 1,82. Inversamente, a Classe Cag, que corresponde aos corpos d'água, apresentou o maior MSI (6,26), seguido das Classes Ve (2,97) e Mg (2,77), evidenciando formas bem irregulares e complexas. Na análise ponderada AWMSI, esse padrão se manteve, mesmo com a distribuição de pesos de acordo com o tamanho das áreas (Tabela 4).

Para Forman e Godron (1986), as paisagens naturais exibem formas complexas e irregulares, enquanto as paisagens antropogênicas tendem a possuir formas regulares e bordas retas, o que explica a Classe Ag ter apresentado o menor valor de MSI. Entretanto, as Classes Cag, Ve e Mg apresentaram formas mais irregulares justamente porque Cag representa os cursos d'água que, naturalmente, possui um formato mais alongado, ao passo que a irregularidade da Ve e da Mg, localizados ao longo dos cursos d'água (Figura 1), está associada ao fato de que esses ecossistemas naturais formam corredores e apresentam alta relação perímetro/área. Porém, isso não significa que sua forma seja prejudicial às relações ecológicas (CABACINHA; CASTRO; GONÇALVES, 2010; SCHMIDT *et al*., 2011).

Apesar de o MSI demonstrar a circularidade ou a irregularidade do fragmento, pode- se inferir o quanto um fragmento ou classe está susceptível a manter a qualidade estrutural de um ecossistema (SOUZA *et al*., 2014). O isolamento do fragmento está condicionado a muitas especificidades, tais como a distância média entre os fragmentos, que influenciam os padrões de dispersão e a sobrevivência de espécies, bem como à capacidade de um organismo usar os recursos em fragmentos adjacentes (MCGARIGAL; MARKS, 1995). Portanto, a métrica MSI deve ser interpretada associada à métrica MNN, que apresenta o grau de proximidade dos fragmentos de mesma classe (CABACINHA; CASTRO; GONÇALVES, 2010).

A distância média do fragmento de mesma classe (MNN) mais próximo para todas as classes do PEJ foi de 457,8 m, o que, na concepção de Calegari *et al*. (2010) e Almeida (2008), demonstra um isolamento muito alto, sendo prejudicial aos fluxos gênicos entre populações de animais e vegetais. No entanto, como a métrica MNN está diretamente associada à área e à distância dos fragmentos (JUVANHOL *et al*., 2011), deve-se considerar que no PEJ a Classe Cag possui apenas três fragmentos e apresentou o maior MNN (13.143,2 m), o que alavancou o MNN para toda a paisagem.

Desconsiderando a Classe Cag por representar tão somente os corpos d'água que foram identificados na imagem Landsat-8 e com exceção das Classes Cam e Pr, com menores valores de MNN, as demais Classes apresentaram valores elevados de MNN, evidenciando um alto grau de isolamento, com destaque para a Classe Ag, cujo valor de MNN

foi de 1.466,9 m (Tabela 4). Porém, para a Classe Ag, por serem áreas antrópicas dentro de uma unidade de conservação de proteção integral, o isolamento pode ser favorável à conservação das demais áreas.

Avaliando, ainda, os dados da Tabela 4, o valor do MNN e MSI da Classe Ve, de 258,9 m e 2,97, respectivamente, ou seja, alto grau de isolamento e forma bastante irregular, denota certo grau de fragmentação dessa classe, bem como mostra que seus fragmentos estão mais susceptíveis aos efeitos de borda. Entretanto, os 175 fragmentos (NumP) dessa classe, encontrando-se isolados entre si, caracterizam-nos a servirem como trampolins ecológicos (*stepping stones*). Dos 57 fragmentos classificados como pequenos (5,01-10 ha), 44 pertencem à classe Ve, da mesma forma que dos 269 da classe fragmentos médios (10,01-100 ha), 101 também são de Ve (Tabela 3).

Apesar do alto grau de isolamento dos fragmentos do PEJ (a nível de classe), deve-se considerar que esses isolamentos podem ser caracterizados por fatores ambientais (por exemplo relevo, solo e água). É o caso das veredas, que são naturalmente isoladas pelas condições ambientais. Nas lições de Vieira *et al*. (2003), a existência de habitats de estrutura florestal no entorno dos fragmentos, que neste caso são os fragmentos de classes diferentes, mas vizinhos entre si (Figura 1), aumenta a conectividade entre os fragmentos, diminuindo o efeito prejudicial do isolamento.

CONCLUSÃO

A vegetação existente no PEJ sofreu pouca alteração no período de 2000 a 2015. A matriz da paisagem é composta pela fitofisionomia de Campo, com LPI de 35%.

Apesar do aumento das áreas de Agropecuária, i.e., aumento de 0,20% no período de 15 anos (2000-2015), esta classe continua representando menos de 1% de toda a área do PEJ. Ela, porém, exige atenção por parte dos gestores em razão do seu aumento. Quanto às demais classes, as poucas variações ocorreram na mudança dos tipos de classes entre si.

A paisagem do PEJ é fragmentada, mas seus fragmentos fazem parte do ecossistema local. Além disso, ela possui alta heterogeneidade espacial e uma forma complexa e irregular que favorece a biodiversidade e reafirma a condição natural das áreas do PEJ.

Devido à quantidade de pequenos fragmentos, o PEJ pode estar susceptível a alterações na dinâmica de sua paisagem, especialmente para as Classes Mg e Ve, demonstrando atenção por parte dos gestores da UC principalmente porque esses fragmentos pequenos possuem uma importante função, atuando como *stepping stones*.

Quanto aos fragmentos de mesma classe, eles se apresentaram com alto isolamento. Entretanto, deve-se considerar que os vizinhos de cada fragmento, independente da classe

de uso e cobertura do solo, são áreas naturais e, portanto, fazem parte do ecossistema, o que proporciona maior conectividade, diminuindo os efeitos do isolamento.

AGRADECIMENTOS

O presente trabalho foi realizado com apoio da Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior - Brasil (CAPES) - Código de Financiamento 001. Agradecemos, ainda, ao Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da UFPR.

REFERÊNCIAS

1. AGÊNCIA NACIONAL DE ÁGUAS (Brasil). Sistemas de informações hidrológicas-Hidroweb. **Séries históricas**. Brasília, [2017]. Disponível em: http://hidroweb.ana.gov.br/HidroWeb.asp?Toc Item=1080&TipoReg=7&=1&SerieHist=true. Acesso em: 05 maio 2017.

2. ALMEIDA, C. G. **Análise espacial dos fragmentos florestais na área do Parque Nacional dos Campos Gerais, Paraná**. 2008. Dissertação (Mestrado em Gestão do Território) - Universidade Estadual de Ponta Grossa, Ponta Grossa, 2008.

3. ANDREAZZI, C. S.; PIRES, A.; FERNANDEZ, F. A. Mamíferos e palmeiras neotropicais: interações em paisagens fragmentadas. **Oecologia Brasiliensis**, [*s. l.*], v. 13, n. 4, p. 554-574, 2009.

4. CABACINHA, C. D.; CASTRO, S. S.; GONÇALVES, D. A. Análise da estrutura da paisagem da alta bacia do Rio Araguaia na savana brasileira. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 4, dez. 2010.

5. CALEGARI, L. *et al*. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 34, n. 5, p. 871-880, 2010.

6. ESTEVES PELUZIO, J.; FIEDLER, N. C.; ZANETTI, S. S. Análise da dinâmica espaço-temporal dos fragmentos florestais da sub-bacia hidrográfica do Rio Alegre, ES. **Cerne**, Lavras, v. 21, n. 2, p. 311-318, 2015.

7. FONSECA, L. M. G. **Processamento digital de imagens**. São José dos Campos: Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2000. 105 p.

8. FORMAN, R. T. T.; GODRON, M. **Landscape ecology**. New York: John Wiley & Sons, 1986. 619 p.

9. FRAGOSO, J. M. V. Home range and movement patterns of white-lipped peccary (*Tayassu pecari*) herds in the northern Brazilian Amazon. **Biotropica**, [*s. l.*], v. 30, n. 3, p. 458-469, 1998.

10. FROHN, R. C.; HAO, Y. Landscape metric performance in analyzing two decades of deforestation in the Amazon Basin of Rondonia, Brazil. **Remote Sensing of Environment**, [*s. l.*], v. 100, n. 2, p. 237-251, 2006.

11. JESUS, E. N. *et al*. Estrutura dos fragmentos florestais da bacia hidrográfica do rio Poxim-SE, como subsídio à restauração ecológica. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 39, n. 3, p. 467-474, 2015.

12. JUVANHOL, R. S. *et al*. Análise Espacial de Fragmentos Florestais: caso dos Parques Estaduais de Forno Grande e Pedra Azul, Estado do Espírito Santo. **Floresta e Ambiente**, Seropédica, v. 18, n. 4, p. 253-264, 2011.

13. MCGARIGAL, K.; MARKS, B. J. **FRAGSTATS**: spatial pattern analysis program for quantify Ingland scape structure: reference manual. Oregon: Oregon State University, 1995. 59 p.

14. MIRANDA, G. H. B.; FARIA, D. S. Ecological aspects of black-pincelled marmoset (Callithrix penicillata) in the Cerradão and dense Cerrado of the Brazilian Central plateau. **Brazilian Journal of Biology**, São Carlos, v. 61, n. 3, p. 397-404, 2001.

15. MUCHAILH, M. C. *et al*. Metodologia de planejamento de paisagens fragmentadas visando a formação de corredores ecológicos. **Floresta**, Curitiba, v. 40, n. 1, p. 147-162, 2010.

16. PEREIRA JÚNIOR, A. C. P. *et al*. Modelling fire frequency in a Cerrado savanna protected area. **PloS one**, [*s. l.*], v. 9, n. 7, p. e102380, 2014.

17. PIROVANI, D. B. *et al*. Análise espacial de fragmentos florestais na Bacia do Rio Itapemirim, ES. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 38, n. 2, p. 271-281, 2014.

18. REMPEL, R. S.; KAUKINEN, D.; CARR, A. P. **Patch Analyst and Patch Grid**. Ontario: Ontario Ministry of Natural Resources, Centre for Northern Forest Ecosystem Research, 2012. Disponível em: http://www.cnfer.on.ca/SEP/patchanalyst/Patch5_2_Install.htm. Acesso em: 10 jun. 2017.

19. RUDOLPHO, L. D. S. *et al*. Aplicação de técnicas de geoprocessamento e métricas da paisagem na análise temporal da cobertura florestal da Bacia do Ribeirão Fortaleza em Blumenau/SC. *In*: SIMPÓSIO BRASILEIRO DE SENSORIAMENTO REMOTO, 16., 2013, Foz do Iguaçu. **Anais** [...]. Florianópolis: INPE, 2013.

20. SANTOS, R. M. D. *et al*. Riqueza e similaridade florística de oito remanescentes florestais no norte de Minas Gerais, Brasil. **Revista Árvore**, Viçosa, MG, v. 31, n. 1, p. 135-144, 2007.

21. SCHMIDT, I. B. *et al*. Fogo e artesanato de capim-dourado no Jalapão – usos tradicionais e consequências ecológicas. **Biodiversidade Brasileira**, [*s. l.*], n. 2, p. 67-85, 2011.

22. SOUZA, C. G. *et al*. Análise da fragmentação florestal da área de proteção ambiental Coqueiral, Coqueiral–MG. **Ciência Florestal**, Santa Maria, v. 24, n. 3, p. 631-644, 2014.

23. TOCANTINS (Estado). Instituto Natureza do Tocantins. **Plano de manejo do Parque Estadual do Jalapão**: diagnóstico e planejamento. Palmas: Naturatins, 2003. 131 p.

24. TOCANTINS (Estado). Secretaria de Planejamento. **Estudo da dinâmica da cobertura e uso da terra do Estado do Tocantins**. Palmas: Seplan; DZE, 2012.

25. VIEIRA, M. V. *et al*. Mamíferos. *In*: RAMBALDI, D. M.; OLIVEIRA, D. A. S. (org.). **Fragmentação de Ecossistemas**: causas, efeitos sobre a biodiversidade e recomendações de políticas públicas. Brasília: MMA; SBF, 2003. p. 125-145.

26. XAUD, M. R.; EPIPHANIO, J. C. N. Dinâmica do uso e cobertura da terra no sudeste de Roraima utilizando técnicas de detecção de mudanças. **Acta Amazonica**, Manaus, v. 44, n. 1, p. 107-120, 2014.

15

Estimativa do potencial de captação de água da chuva no Parque das Feiras, Toritama, PE.

Hermes Alves de **Almeida**
UEPB

Alexandre Naildo da **Silva**
UEPB

10.37885/201001914

RESUMO

O centro atacadista de confecções do Agreste pernambucano, localizados em Toritama, PE, na região geográfica intermediária de Caruaru, necessita de um grande volume de água, embora não disponham de um sistema adutor de abastecimento público. Diante disto, procurou-se estabelecer regime pluvial e estimar os volumes potenciais de captação da água da chuva, como alternativa para aumentar a oferta hídrica, sendo essas determinações os objetivos principais. Séries pluviais mensais e anuais da cidade de Toritama, cedidas pela Agência Pernambucana de Águas e Clima, foram analisados mediante critérios da estatística climatológica e estabelecidos os regimes pluviais. Os volumes potenciais anuais de captação da água da chuva e de consumo foram estimados adotando-se, respectivamente, cinco cenários de regime pluvial e áreas de captação do referido centro comercial, e os volumes de água utilizada nas respectivas atividades. Os principais resultados indicaram que o modelo de distribuição de chuva é irregular, assimétrico e, por isso, recomenda-se o uso da mediana, em vez da média.. A estação chuvosa dura cerca de quatro meses e chove o equivalente a 61,0 % do total mediano anual, embora haja chances de ser seca. O regime pluvial anual demonstra a existência de um grande potencial de captação de água da chuva, haja vista que o telhado do Parque das Feiras, poderá captar cerca de 60,0 % do volume de água necessário e se armazenada, poderá ser utilizada para fins potáveis e não potáveis nas diferentes atividades desse centro comercial.

Palavras-chave: Semiárido, Precipitação Pluvial, Seca, Cisternas.

INTRODUÇÃO

A captação de água da chuva é uma das tecnologias mais antiga do mundo, haja vista registros anteriores a 3000 a.C em diversos reservatórios escavados em rochas, com a finalidade de aproveitar a água da chuva para o consumo humano (TOMAZ, 2003). Segundo esse mesmo autor, há 2.750 a.C, na Mesopotâmia, também se utilizava água de chuva, para descarga em bacias sanitárias e na França em 1703, já existia um reservatório que tratava e armazenava água da chuva para uso residencial.

Essa técnica tem sido muito popular, especialmente, nas regiões áridas e semiáridas, onde o período de chuvas se concentra num curto período. Embora haja registro datado do século XVII, no Estado de Santa Catarina, aonde parece ter sido o primeiro registro de aproveitamento da água da chuva, no Brasil, por ocasião da construção das Fortalezas de Florianópolis (OLIVEIRA, 2004).

Essa tecnologia ela é praticamente universal, com exemplos de utilização na região semiárida da China, aonde o problema de abastecimento de água foi mitigado e com resultados positivos para o desenvolvimento econômico e social daquela região. O mesmo ocorre no mundo árabe, onde a grande necessidade de água estimula o máximo uso e, portanto, há diversos sistemas de captação de água da chuva (PALMIER 2001).

No Nordeste brasileiro existe o Programa de Formação e Mobilização Social para a Convivência no Semiárido: Um Milhão de Cisternas Rurais (P1MC). O modelo de cisterna de placas foi inventado na década de 1960, por um pedreiro na cidade de Simão Dias, Sergipe, chamado Manoel Apolônio de Carvalho, ao substituir tijolos, por placas de cimento pré-moldadas (Gnadlinger, 2005). Esse ideia se disseminou, a construção passou a ser, em muitas vezes, no sistema de mutirão comunitário.

O Semiárido nordestino é a segunda região mais populosa do Brasil, embora disponha do menor potencial de recursos hídricos. No entanto, a chuva é o elemento do clima de maior variabilidade espacial e temporal em qualquer região e, em especial, nesta região. Além dessa dispersão, o modelo mensal e intra-anual de distribuição de chuvas é extremamente irregular, chovendo de dois a três meses, na maioria dos locais, em outros persistem por até nove ou chove torrencialmente num local e quase nada nos seus arredores (Almeida, Freitas e Silva, 2013). Por isso, captar água da chuva permite aumentar a disponibilidade hídrica, com o mesmo regime pluvial (ALMEIDA e FARIAS, 2015).

O Pólo de Confecções do Agreste de Pernambuco é um aglomerado de iniciativas produtivas e comerciais relacionadas ao setor de confecções, inicialmente por volta da década de 1950, com a as “Feiras da Sulanca”, em Santa Cruz do Capibaribe. A expansão ocorreu em outras cidades, dessa microrregião, como em Toritama, recebendo o nome de Parque das Feiras, localizado as margens da BR 104. Esse centro comercial tem uma área coberta

de 10.562 m², aonde foram instaladas 110 lojas, 875 boxes, com uma área de cerca de 3m², 14 lanchonetes e 04 restaurantes.

Estima-se que a população anual circulante, no referido centro comercial, seja da ordem de um milhão de pessoas. No entanto, por não existir um sistema público adutor de água, as únicas opções de abastecimento de água provêm de um poço artesiano e por caminhão pipa.

Diante disto houve a necessidade de se estabelecer o regime pluvial anual de Toritama, PE, e estimar os volumes potenciais de captação de água da chuva, para fins não potáveis, no Parque das Feiras, sendo essas determinações os objetivos principais.

METODOLOGIA

O trabalho foi realizado no Parque das Feiras, na cidade de Toritama (8º0'24" S, 36º3'24" W e 349 m), localizada no Agreste de Pernambuco, que de acordo com a classificação climática de Koppen, o clima é do tipo semiárido quente (BSh), com temperatura média anual superior a 18 ºC.

Séries de dados mensais e anuais de precipitação pluvial de Toritama foram cedidas pela Agência Pernambucana de Águas e Clima, APAC, referente ao período: 01.01.1963 a 31.12.2016. O agrupamento mensal e anual de chuvas foi feito obedecendo à sequência cronológica.

Em seguida, foram determinadas as medidas de tendência central (média e mediana), de dispersão (amplitude e desvio padrão) e os parâmetros da distribuição de frequência. Após análises, constatou-se que, os modelos mensais e anuais de distribuição eram assimétricos e, por isso, o uso da mediana, como medida de tendência central, é o recomendado e não a média.

A estação chuvosa foi estabelecida como sendo a sequência de meses com os maiores valores medianos (mediana da série). Estabelecido o regime pluvial, escolheu-ser os totais anuais referentes aos valores extremos e aos níveis de 25, 50 e 75 % de probabilidade formando-se, assim, cinco cenários. Os potenciais de ocorrências de chuvas (CPC, em $L.m^{-2}$) e os respectivos volumes potenciais de captação (m^3), para o Parque das Feiras, coberto com telhas de Brasilit, área de captação (AC) e coeficiente de escoamento (Ce), para cada um dos respectivos cenários, foram estimados pela equação:

$$VPCAC\ (m^3) = CPC\ (m\ \ ) \times \mathcal{C}\ \ (m^2) \times \mathcal{C}\ \text{(adimensional)}$$

Os cálculos, análises estatísticas, bem com a confecção dos gráficos e quadros foram feitos utilizando-se planilhas Excel.

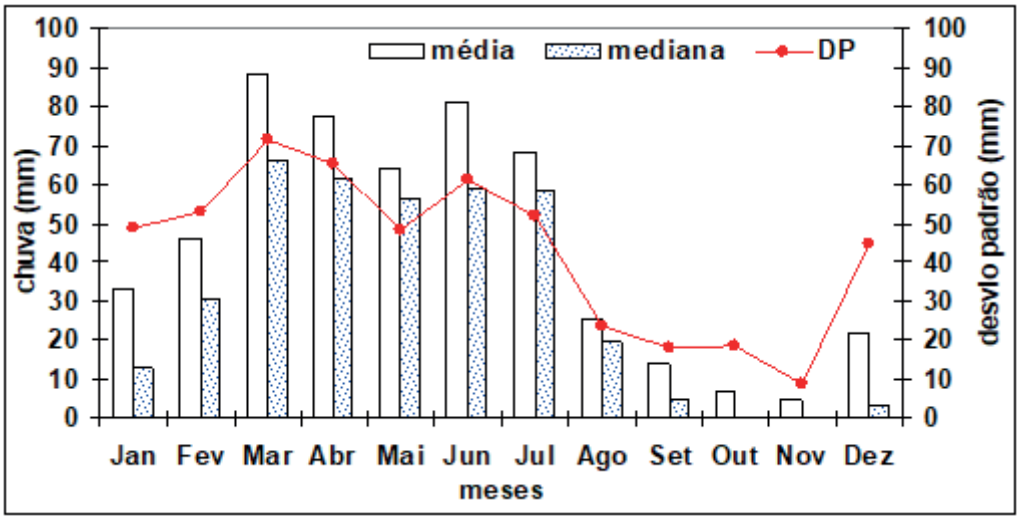
RESULTADOS E DISCUSSÃO

A captação da água da chuva é uma tecnologia simples e o seu aproveitamento permite atender de forma parcial ou total a demanda por água. Neste contexto, estudar as diferentes alternativas de aumentar a oferta hídrica tem sido não somente uma prática necessária, mas a adoção de uma tecnologia de extrema importância para a gestão dos recursos hídricos.

Como a única fonte de água provém da chuva, há necessidade, primeiramente, de se estabelecer as principais características do regime pluvial local e associá-las ao volume de água necessário, para atender as diferentes demandas por água.

A Figura 1 apresenta a distribuição média mensal das medias, medianas e dos desvios padrão (DP) da precipitação pluvial de Toritama, PE. Observa-se que, os valores das médias pluviais mensais são irregularmente distribuídos, mostrados mediante os elevados desvios padrão da média, que superam às médias aritméticas esperadas de agosto a fevereiro.

Figura1. Médias mensais das médias, medianas e do desvio padrão (DP) da chuva. Toritama, PE.

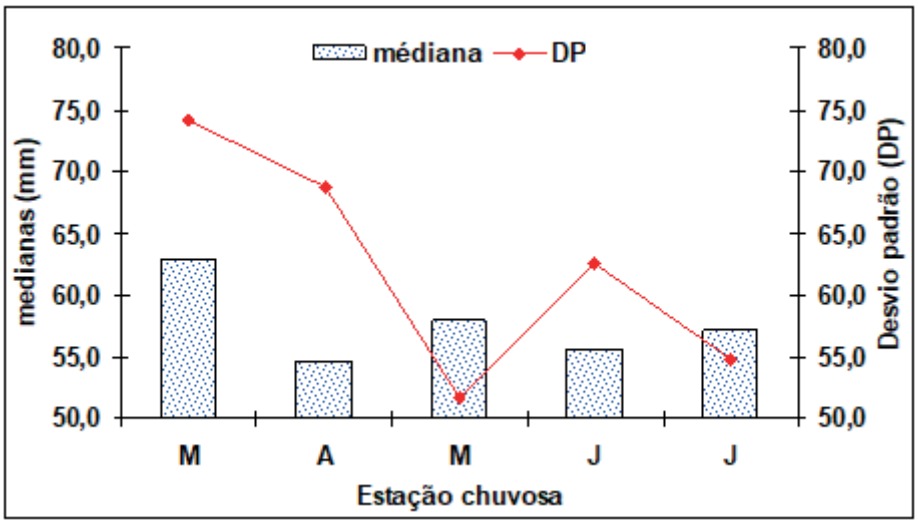


A variabilidade constatada na série pluvial (Figura 1), quando se compara às médias com os respectivos desvios padrão, demonstra que há uma elevada irregularidade temporal das chuvas em Toritama, PE. Independente das condições de regime pluvial, os desvios padrão de agosto a fevereiro foram superiores aos valores das médias.

Numa visualização gráfica, observa-se (Figura 1) que os valores das médias aritméticas mensais da chuva diferem dos das medianas. Essa condição faz com que o modelo de distribuição de chuvas seja assimétrico e, por isso, a média não é o valor mais provável de ocorrer e sim a mediana. Esses resultados concordam com o uso da mediana, em vez da média, utilizados para outros locais da Paraíba por Almeida, Freitas e Silva (2013) e Almeida e Cabral Júnior (2014) e/ou para outros de Pernambuco, por Oliveira, Nóbrega e Almeida (2012).

Em virtude da assimetria no modelo mensal de distribuição da precipitação pluvial, a estação chuvosa foi estabelecida, tomando-se como referência a mediana, agrupando-a numa sequência cronológica dos meses com os maiores valores medianos os como mostra a Figura 2.

Figura 2. Medianas e desvios padrão da chuva, nos meses da estação chuvosa, Toritama, PE



Observa-se (Figura 2) que mesmo a curta estação chuvosa, que corresponde aos meses de março a julho, tem elevada dispersão (DP) e chove cerca de 64,0 % do total anual esperado. Nota-se, também, que mesmo nesse curto período chuvoso, os DPs são maiores que as medianas mensais esperadas, o que mostra, portanto, que mesmo na estação das chuvas, há chances de não chover. Condições esses que corroboram com os resultados encontrados para o cariri paraibano, aonde há grande possibilidade de ocorrência de seca, na estação chuvosa (ALMEIDA e BRITO, 2020).

Em relação ao abastecimento de água através de carro-pipa, em meados de 2017, a população relatou que chegou a receber água uma vez por mês ou cada dois meses, quando o nível do açude era de apenas 0,8 % do volume máximo. Naquele ano, o programa Operação Carro-Pipa transportava água do açude de Camalaú a fim de abastecer as comunidades rurais. Sem opção, os moradores aguardavam em suas casas, o carro-pipa abastecer as suas cisternas.

A seca faz surgir um sentimento de impotência e/ou de insatisfação, por limitar a água, elemento essencial à sobrevivência das espécies às rotinas cotidianas. O problema pode não estar nas pessoas que aguardam a chegada da água, oriunda do programa operação carro-pipa, com mais e mais vasilhas para encher, mas na situação ambiental, social e econômica.

Neste contexto, a tecnologia de captação da água da chuva, por possibilitar aumentar a disponibilidade hídrica, com o mesmo regime pluvial local, para ser uma alternativa

promissora e viável para a convivência com o Semiárido, corroborando-se com os relatos de Almeida e Farias (2015).

As Figuras 3 e 4 mostram, respectivamente, os potenciais de água da chuva (PACH), em litros por m^2 de área de captação, para os cinco cenários anuais de chuvas, e os volumes de captação da água da chuva (VPCAC), em m^3, para o Parque das Feiras, na cidade de Toritama, PE.

Figura 3. Potenciais de água da chuva (PACH), em Toritama, PE, para cinco cenários anuais. Toritama, PE,

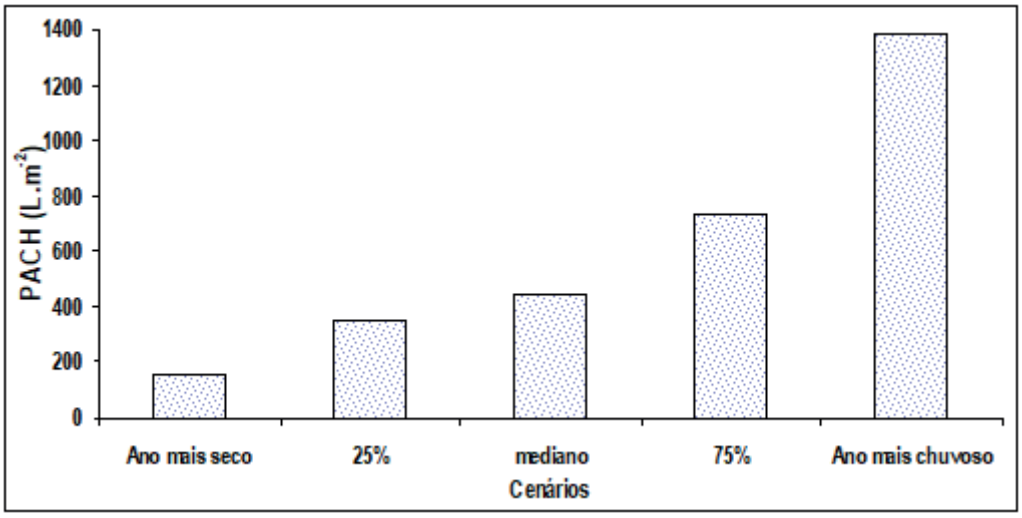
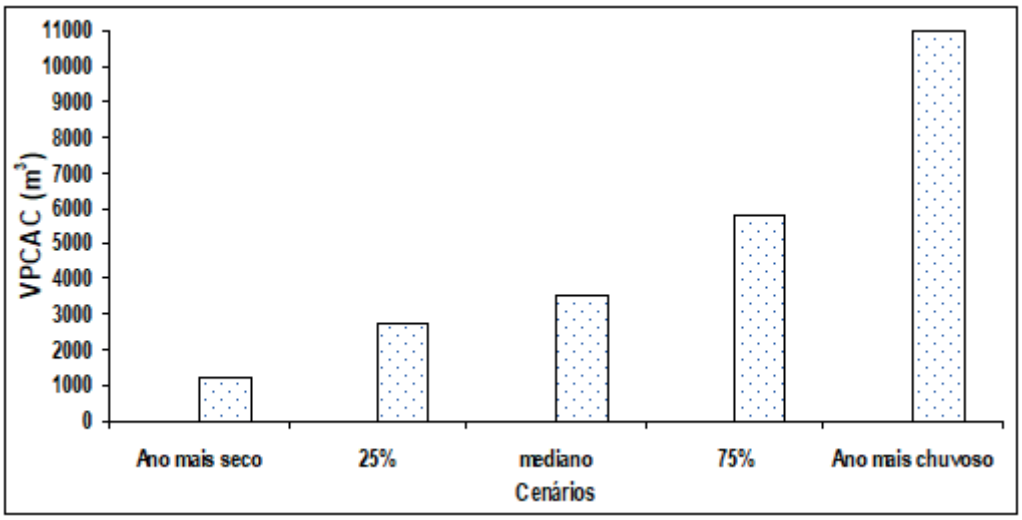


Figura 4. Volumes potenciais anuais de captação de água da chuva (VPCAC), para cinco cenários anuais, no Parque de Feiras, em Toritama, PE.



Os volumes potencias anuais de água da chuva, em litros por m^2, para os cinco cenários, oscilam de 154 L. m^{-2} (no ano mais seco) a 1350 L.m^{-2} (no ano mais chuvoso). Destaca-se, entretanto, que ao nível de 75%, cuja chance de ocorre é de um ano, para cada serei de quatro, é de 735 litros por m^2. Esses quantitativos de chuvas, quando interceptam no telhado do Parque das Feiras, resultam nos volumes que variam de 1221 a 10.978 m^3, ou seja, os equivalentes a 1,22 a 10,98 milhões de litros de água.

Apesar da captação de água da chuva e o armazenamento em cisterna serem promissoras, elas cumprem apenas um papel estratégico na segurança hídrica. No entanto, quantificar o volume potencial de captação de água da chuva requer o estabelecimento do regime pluvial local. Assim, o uso simples da média aritmética- mensais ou anuais- resultam numa sub ou super estima do volume potencial a ser captado.

CONCLUSÕES

O regime de distribuição de chuva é irregular, assimétrico e, por isso, recomenda-se o uso da mediana, em vez da média. Mesmo assim, há um elevado potencial para captar água da chuva, o que permite aumentar a oferta de água, com a mesma quantidade de chuva.

O regime pluvial anual demonstra a existência de um grande potencial de captação de água da chuva, no telhado do Parque das Feiras, que poderá ser armazenada e usada para fins potáveis e não potáveis nas diferentes atividades desse centro comercial.

Estima-se que o volume de água de chuva captado represente, pelo menos, 30% do necessário ao uso das descargas dos banheiros e lavagens das lojas.

REFERÊNCIAS

1. ALMEIDA, H. A. de; BRITO, D. R. Alternative of living in the geographical outline of cariri paraibano, Brazil. International Journal of Development Research, v. 10, n. 05, pp. 35820-35824, 2020

2. ALMEIDA, H. A. de; FARIAS, M. P. Potential for rainwater catchment's as an alternative for human consumption in drier micro-region of the state of Paraiba, Brazil. International Journal of Research in Geography (IJRG), v. 1, n.2, pp. 32-37, 2015.

3. ALMEIDA, H. A. de, FREITAS, R. C., SILVA, L. Determinação de períodos secos e chuvosos em duas microrregiões da Paraíba através da técnica dos quantis. Revista de Geografia (UFPE), v. 30, n. 1, p. 217-232, 2013.

4. ALMEIDA, H. A. de; CABRAL, L. N. Água e desenvolvimento sustentável na zona rural das microrregiões do Agreste e Curimataú da Paraíba. Revista de Geografia (UFPE), v. 30, n. 3, p. 82-97, 2013.

5. GNADLINGER, J. Estratégia para uma legalização favorável à captação e ao manejo de água de chuva no Brasil. In: Simpósio Brasileiro sobre Sistemas de Captação de Água de Chuva, 5, 2005, Teresina. Anais. Teresina: ABCMAC, 2005.

6. OLIVEIRA, G. S., NÓBREGA, R. S., ALMEIDA, H. A. de A. Perfil socioambiental e estimativa do potencial para a captação de água da chuva em Catolé de Casinhas, PE. Revista de Geografia (UFPE), v. 29, n. 1, p. 75-90, 2012.

7. OLIVEIRA, Y.V. Balanço Hídrico Seriado como base para o Planejamento de Captação de Água de Chuva para Utilização em Propriedades Rurais na Região de Chapecó - SC. Dissertação de Mestrado em Engenharia Ambiental. Curso de Pós Graduação em Engenharia Ambiental. Universidade Federal de Santa Catarina. Florianópolis, 2004.

8. PALMIER, L. R. A necessidade das bacias experimentais para a avaliação da eficiência de técnicas alternativas de captação de água na região semi-árida do Brasil. III Simpósio Brasileiro de Captação de Água de Chuva no Semi-árido. Paraíba, 2001. Anais. Paraíba: ABRH, 2001. CD-ROM

9. TOMAZ, P. Aproveitamento de água de chuva em áreas urbanas para fins não potáveis. São Paulo: Navegar Editora, 486 p.

16

Estudo da qualidade da água na bacia hidrográfica do ribeirão vai-e-vem, Estado de São Paulo, Brasil

Carmen Maura **Rocha**
UNESP

Renata Ribeiro de **Araújo**
UNESP

Antonio Cezar **Leal**
UNESP

10.37885/210404308

RESUMO

A realização deste trabalho teve como objetivo analisar a qualidade da água de um canal fluvial e o uso e cobertura da terra na bacia hidrográfica do Ribeirão Vai-e-Vem, localizada no município de Santo Anastácio – SP. Foram estudados os resultados das variáveis limnológicas, referentes à seção localizada nas coordenadas 22º03'38"S e 51º42'15"W, disponibilizados pela Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB) para o ano de 2017. Construiu-se o mapa de uso e cobertura da terra da bacia hidrográfica por meio do *software* ArcGIS. A análise do uso e cobertura da terra na área de drenagem contribuinte para a seção monitorada permitiu verificar que a qualidade da água é influenciada por fontes pontuais e difusas. Altas concentrações de substâncias no corpo hídrico, como o fósforo total, por exemplo, podem ser consequências destas fontes, como exemplo de despejos de efluentes domésticos e/ou industriais ou até mesmo do uso de defensivos agrícolas, utilizados próximos ao curso de água.

Palavras-chave: Ribeirão Vai-e-Vem, Qualidade da Água, Uso e Cobertura da Terra.

INTRODUÇÃO

Uma bacia hidrográfica é formada por uma rede de drenagem que contém uma declividade coincidente em um único sentido, afluindo em um curso de água de forma que toda vazão pode ser quantificada através desse ponto (GARCEZ, ALVAREZ, 1988). Ela é contornada por um divisor de águas, que se localiza em torno das bacias, encaminhando o escoamento para uma bacia ou outra, e só atravessa o curso de água no ponto de saída (VILLELA, MATTOS, 1975).

As águas de uma bacia hidrográfica podem ser utilizadas para abastecimento humano, dessedentação de animais, recreação, e diversos outros usos. Assim, é imprescindível que os recursos hídricos utilizados apresentem condições físicas e químicas adequadas (BRAGA *et. al.*, 2005). As características físicas, químicas e biológicas traduzem uma série de processos que podem estar ocorrendo tanto no corpo hídrico como na bacia hidrográfica e, mesmo que haja uma capacidade de dissolução e/ou transporte de substâncias no decorrer do curso, é necessário um controle da qualidade da água (LIBÂNIO, 2010).

A utilização de técnicas de análise de variáveis limnológicas para monitoramento da qualidade de um recurso hídrico é necessária para ter-se um controle dos pontos no corpo hídrico onde se deve ter uma maior preocupação, de acordo com o uso que é feito da água: o uso para abastecimento doméstico, por exemplo, necessita de um padrão de qualidade maior. É importante que haja uma satisfação simultânea dos critérios de qualidade, a fim de que nenhum uso seja comprometido, pois um mesmo curso de água pode ser utilizado para diferentes fins (SPERLING, 2005).

Os diferentes usos e coberturas da terra podem interferir nos valores dos parâmetros da qualidade da água, seja por despejos inadequados dos efluentes provenientes da área urbana ou industrial, uso excessivo de defensivos agrícolas que acabam escoando para algum corpo hídrico, ou até mesmo a retirada de vegetação, que pode causar um aumento no escoamento superficial e assoreamento dos cursos de água (MOTA, 2003). Assim, estudando o uso e a cobertura da terra e realizando o monitoramento da qualidade e quantidade da água, pode-se identificar os impactos ambientais gerados, podendo-se propor ações de conservação e preservação das águas.

Diante do exposto, esta pesquisa de iniciação científica teve como objetivo analisar as influências que o uso e cobertura da terra exercem sobre a qualidade da água da bacia hidrográfica do Ribeirão Vai-e-Vem. Destaca-se que a pesquisa foi desenvolvida no âmbito do projeto PROCAD “Novas fronteiras no Oeste: relação entre Sociedade e natureza na microrregião de Ceres em Goiás (1940-2013)”, com o apoio da CAPES – Processo 2980/2014.

MÉTODO

Para o desenvolvimento desta pesquisa, foram estudados cinco parâmetros monitorados pela CETESB para o controle de qualidade da água do Ribeirão Vai-e-Vem, são eles: condutividade elétrica, oxigênio dissolvido, pH, fósforo total, *Escherichia coli* (coliformes termotolerantes). As coletas foram realizadas em um único ponto, de coordenadas 22º03'38"S e 51º42'15"W, a cada dois meses ao longo do ano de 2017. Com os dados disponibilizados pela CETESB foram elaborados gráficos por meio do *software* Microsoft Office Excel 2010.

Para elaboração do mapa de uso e cobertura da terra, primeiramente precisou-se delimitar a bacia hidrográfica do Ribeirão Vai-e-Vem, por meio do *software* ArcGIS 10.3. Para isso, foi utilizada a malha do município de Santo Anastácio, disponibilizada pelo Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE), ano 2015, sendo recortada e exportada para *shapefile*.

Em seguida, utilizou-se as cartas SF-22-Y-B e SF-22-V-D do projeto "Brasil em Relevo" da Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária (Embrapa). Por meio do *ArcToolBox*, foi utilizado o comando *mosaico* para fazer a junção de ambas as cartas. Fez-se a sobreposição do *shapefile* do município de Santo Anastácio, recortando nas cartas apenas o limite do município.

Por meio de uma extensão do *software* chamada *ArcHydro* foram utilizados os comandos *fill sinks*, *flow Direction*, *flow accumulation*, *comnbine stream link and sink link*, *stream definition* e *catchment grid delineation* para, respectivamente, preencher possíveis erros nos pixels da imagem, encontrar a direção de fluxo, a acumulação do fluxo, encontrar a rede de drenagem, vetorizar a rede de drenagem e delimitar microbacias.

Ainda utilizando a extensão *ArcHydro* delimitou-se as linhas e os pontos de drenagem para encontrar o início da bacia hidrográfica. Por meio do comando *Watershed Processing* delimitou-se o limite da bacia. Após a delimitação da bacia hidrográfica, prosseguiu-se para a construção do mapa de uso e cobertura da terra.

Destaca0se que o mapa de uso e cobertura da terra foi elaborado para a área de drenagem contribuinte para o ponto de monitoramento das variáveis limnológicas. A montagem do mapa de uso e cobertura da terra também foi realizada por meio do *software* ArcGIS 10.3, utilizando a técnica de criação de polígonos, por meio da fotointerpretação de imagens de satélite do ano de 2017 obtidas do satélite Landsat 8, delimitando as classes analisadas, de acordo com o Manual Técnico do Uso da Terra do IBGE (2013). Os polígonos criados em cada área foram exportados para *shapefile* e fez-se a sobreposição de todos eles para a formação do mapa final.

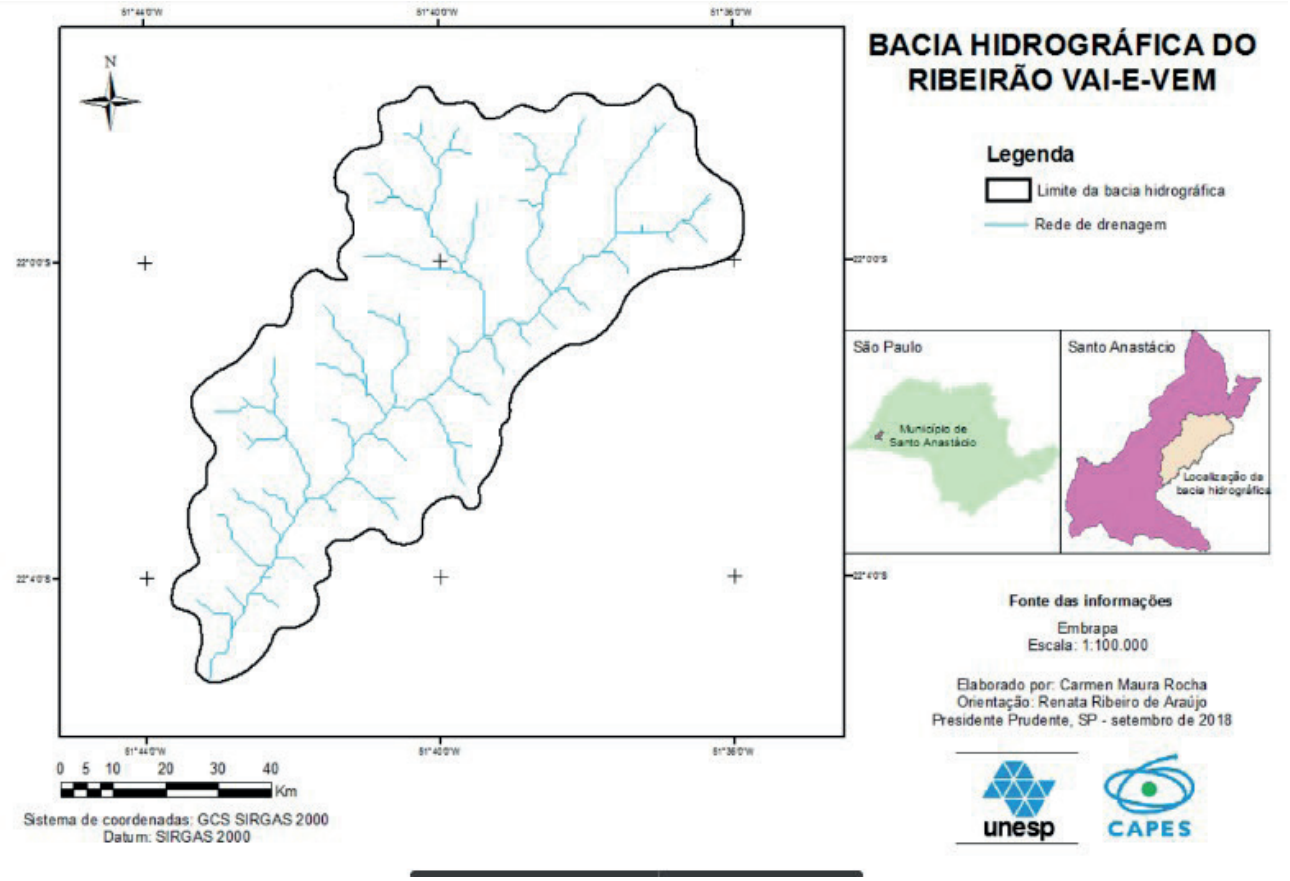
Tendo em vista que o banco de dados limnológicos está contido em um trecho do canal fluvial classe 4, de acordo com o Decreto Estadual nº 10.755, de 22 de novembro de 1977, a análise das variáveis limnológicas foi realizada comparando-se com os valores de

referência classe 4, determinados pela Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA), de 17 de março de 2005.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

A bacia hidrográfica do Ribeirão Vai-e-Vem (Figura 1) compreende 15,52% do município de Santo Anastácio, com uma área de 85,8 km².

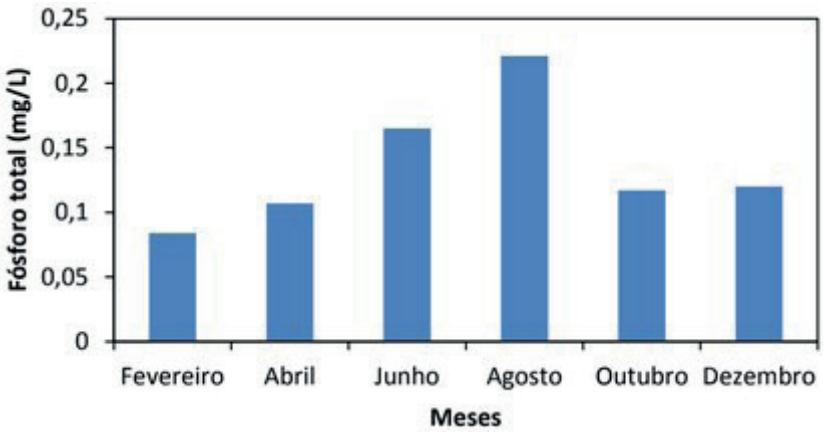
Figura 1. Mapa da bacia hidrográfica do Ribeirão Vai-e-Vem.



Fonte: Autores, 2018.

Os resultados apresentaram altas concentrações de fósforo total (Figura 2), apresentando valores superiores a 0,15 mg/L. A resolução CONAMA 357 determina que o valor máximo para fósforo total em ambientes classe 3 é de 0,075 mg/L, valores maiores que estes se enquadram em cursos classe 4, que é o caso do trecho analisado. Portanto, apesar dos altos valores da variável fósforo total, o trecho encontra-se dentro dos limites da legislação ambiental. Esses altos valores podem indicar despejos de efluentes domésticos nos cursos de água ou uso de fertilizantes agrícolas (BUZELLI, CUNHA- SANTINO, 2013).

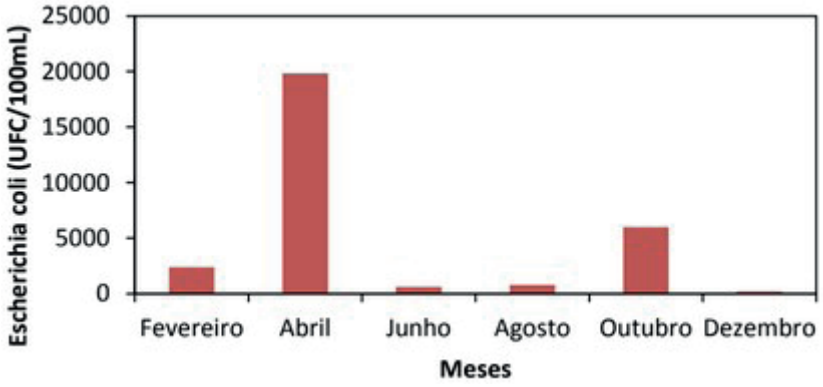
Figura 2. Concentrações de fósforo total nas amostras coletadas em 2017.



Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2018.

Os resultados de *Escherichia coli* estão apresentados na Figura 3. As altas concentrações de *Escherichia coli* (coliformes termotolerantes), principalmente na amostra coletada no mês de abril, indicaram a presença de organismos patogênicos na água.

Figura 3. Concentrações de *Escherichia coli* nas amostras coletadas em 2017.



Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2018.

Provavelmente estes resultados podem estar relacionados aos lançamentos de esgotos domésticos nos cursos d'água *in natura* ou quando não há eficiência no tratamento do esgoto, ou seja, é lançado com carga remanescente no canal fluvial.

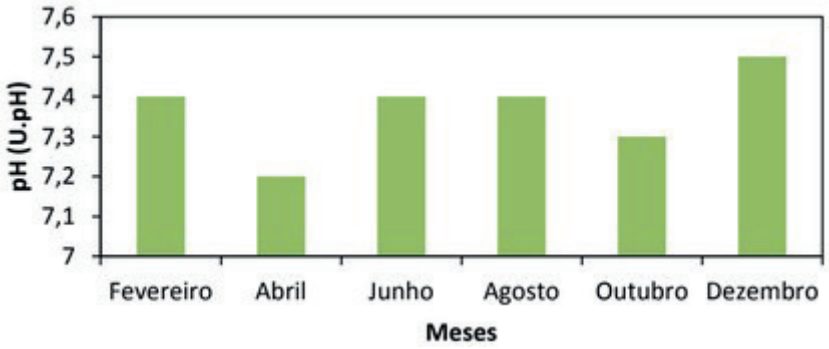
Estudos indicam que a *Escherichia coli* encontra-se presente em grandes quantidades no trato intestinal de todos os mamíferos (OLIVEIRA *et al*, 2011; DANELUZ, TESSARO, 2015; AMARAL *et al*, 2003). Assim, sendo detectado em águas superficiais, indica contaminação fecal.

Quando se tem no uso e cobertura da terra a classe predominantemente de pastagem, pode ocorrer a contaminação das águas superficiais por meio das fezes dos animais, através do escoamento superficial.

Para os corpos hídricos com classe 4, a Resolução CONAMA 357 determina que as águas devem ter condições de oxigênio dissolvido superior a 2,0 mg/L em qualquer amostra

e pH variando de 6,0 a 9,0. Na Figura 4, temos as concentrações de pH nas amostras coletadas, o que evidencia que a Resolução está sendo atendida.

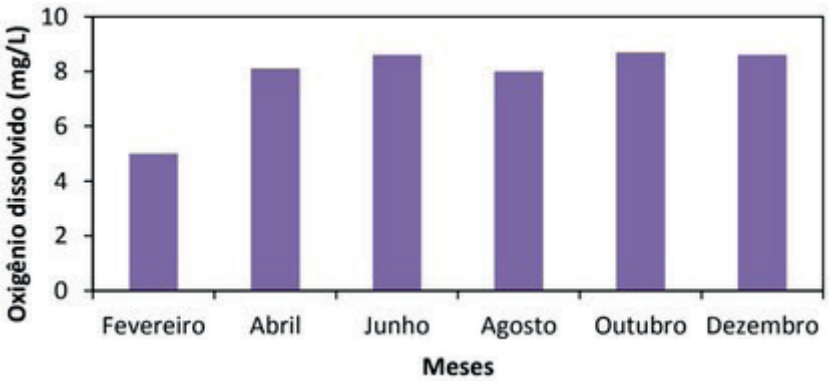
Figura 4. Concentrações de pH nas amostras coletadas em 2017.



Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2018.

O Ribeirão Vai-e-Vem apresentou altas concentrações de oxigênio dissolvido (Figura 5), com uma média de 8 mg/L no ano de 2017.

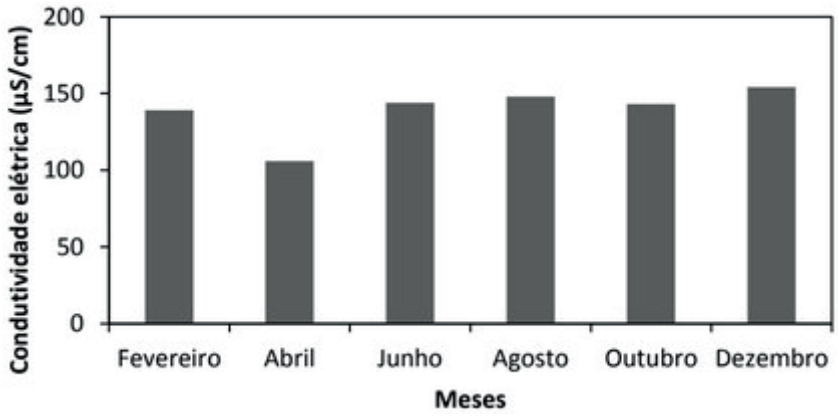
Figura 5. Concentrações de oxigênio dissolvido nas amostras coletadas em 2017.



Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2018.

Nota-se que todos os valores obtidos de condutividade elétrica foram maiores que 100 µS/cm (Figura 6), geralmente valores mais elevados de condutividade elétrica se encontram em ambientes poluídos por esgoto doméstico e/ou industrial (Brasil, 2014).

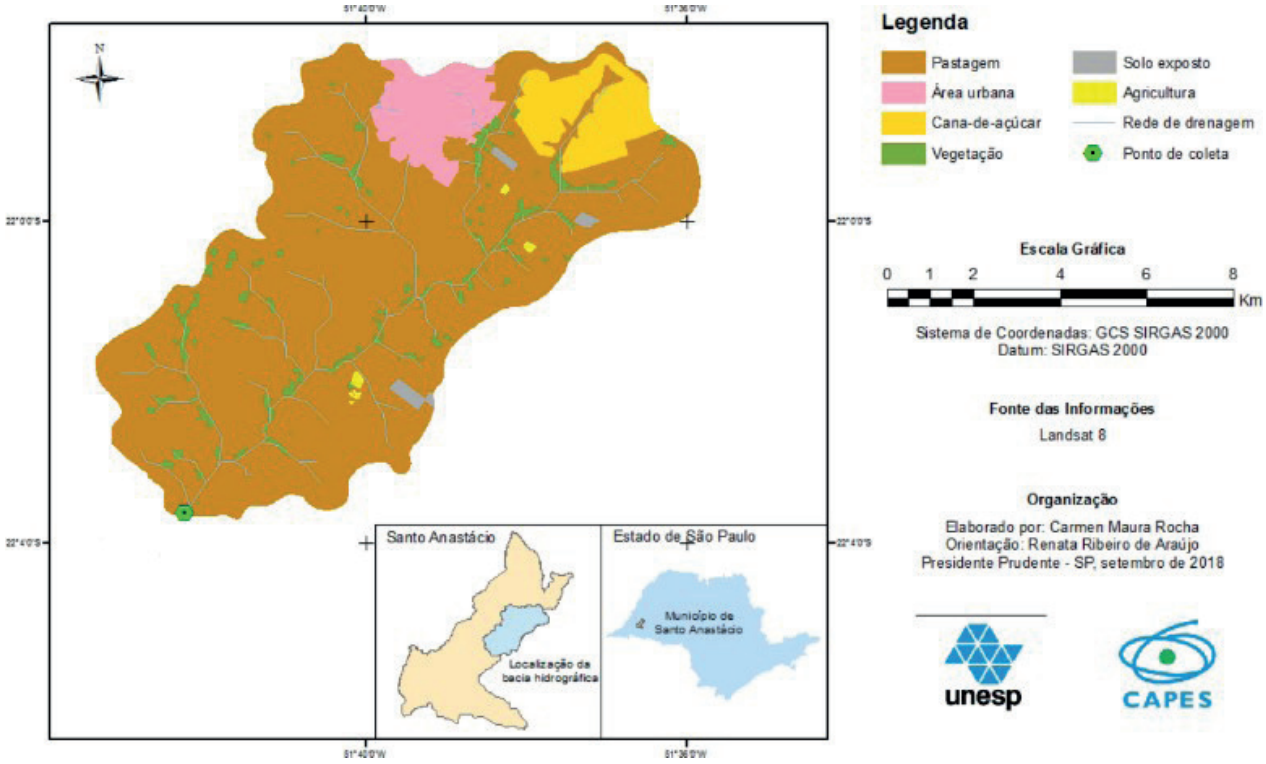
Figura 6. Condutividade elétrica nas amostras coletadas em 2017.



Fonte: Companhia Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB), 2018.

O uso e cobertura da terra da sub-bacia hidrográfica, que compreende a área de drenagem até o ponto de monitoramento das variáveis limnológicas, está exposto na Figura 7. Os resultados apresentaram para a bacia hidrográfica o uso da terra para o meio urbano, assim como para plantações, atividades de pecuária e residências rurais, contendo também, em alguns locais, áreas de vegetação.

Figura 7. Mapa de uso e cobertura da terra na região da sub-bacia hidrográfica do Ribeirão Vai-e-Vem.



Fonte: Autores, 2018.

A carta demonstrou que as classes que ocupam a área em estudo foram: área urbana, solo exposto, agricultura, vegetação, plantação de cana-de-açúcar e pastagem.

Os resultados indicaram ainda que, as classes que possuíram maior área foram a pastagem, a área urbana e a plantação de cana-de-açúcar, as duas últimas localizadas ao norte da bacia hidrográfica. É importante destacar que a classe pastagem apresentou 84,11% da área total da sub-bacia hidrográfica, em seguida 6,22% de plantação de cana- de-açúcar e 6,17% de área urbana.

A análise dos resultados limnológicos com o uso e cobertura da terra permitiu verificar que a contaminação biológica por *E. coli* é consequência dos usos antrópicos, pastagem e área urbana (SOUZA, GASTALDINI, 2014).

CONCLUSÃO

Esta pesquisa de iniciação científica foi importante para adquirir conhecimento sobre as interferências que o uso e cobertura da terra podem causar na qualidade dos cursos hídricos. Ressalta-se, porém, que vários fatores antrópicos podem interferir na qualidade da água de determinado canal fluvial, além dos fatores naturais, como a formação geológica e geomorfológica, fatores climáticos, entre outros.

A pesquisa também possibilitou o aprofundamento das técnicas utilizadas para a delimitação de bacias hidrográficas através do *software* ArcGIS. A utilização deste método foi uma importante ferramenta para conhecer e delimitar informações sobre a área de estudo. Vale destacar a necessidade do trabalho de campo para verificação dos resultados obtidos por meio das técnicas de geoprocessamento.

AGRADECIMENTOS

Ao projeto “Novas fronteiras no Oeste: relação entre Sociedade e natureza na microrregião de Ceres em Goiás (1940-2013)” do Programa Nacional de Cooperação Acadêmica (PROCAD), com o apoio da CAPES – Processo 2980/2014.

REFERÊNCIAS

1. AMARAL, L. A. do et al. Água de consumo humano como fator de risco à saúde em propriedades rurais. **Rev saúde pública**, v. 4, n. 37, p. 510-514, 2003.

2. BRAGA, B. et. al. **Introdução à Engenharia Ambiental**. 2 ed. São Paulo: Pearson Prentice Hall, 2005.

3. BRASIL EM RELEVO. **Brasil em relevo - São Paulo**. Disponível em: <https://www.cnpm.embrapa.br/projetos/relevobr/download/sp/sp.htm>. Acesso em: 31 ago. 2018.

4. Brasil. (17 de mar. de 2005). **Resolução CONAMA no 357, de 17 de mar. de 2005**. Acesso em 25 de set. de 2018, disponível em Resolução CONAMA no 357: http://www2.mma.gov.br/port/conama/res/res05/res35705.pdf.

5. Brasil. Ministério da Saúde. Fundação Nacional de Saúde. **Manual de controle da qualidade da água para técnicos que trabalham em ETAS / Ministério da Saúde, Fundação Nacional de Saúde**. – Brasília : Funasa, 2014.

6. BUZELLI, G. M.; CUNHA-SANTINO, M. B. Análise e diagnóstico da qualidade da água e estado trófico do reservatório de Barra Bonita (SP). **Ambi-Agua**, Taubaté, v. 8, n. 1, p. 186-205, 2013.

7. DANELUZ, Débora; TESSARO, Dinéia. Padrão físico-químico e microbiológico da água de nascentes e poços rasos de propriedades rurais da região sudoeste do paraná. **Arquivos do instituto biológico**, São Paulo, v. 82, p. 1-5, 2015.

8. GARCEZ, Lucas Nogueira; ALVAREZ, Guillermo Acosta. **Hidrologia**. 2 ed. Edgard Blücher Ltda., 1988.

9. IBGE, Departamento De Recursos Naturais E Estudos Ambientais. **Manuais técnicos em geociências**: Manual técnico do uso da terra. Rio de Janeiro: IBGE, 1999.

10. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATISTICA - IBGE. **Malhas digitais**. Disponível em: <https://mapas.ibge.gov.br/bases-e-referenciais/bases- cartograficas/malhas-digitais.html>. Acesso em: 31 ago. 2018.

11. LIBÂNIO, Marcelo. **Fundamentos de qualidade e tratamento de água**. 3 ed. Campinas: Editora Átomo, 2005.

12. MOTA, Suetônio. **Introdução à engenharia ambiental**. 3 ed. Rio de Janeiro: ABES – Associação Brasileira de Engenharia Sanitária e Ambiental, 2003. 416 p.

13. OLIVEIRA, V. I. et al. Avaliação de contaminação por *Escherichia coli* em amostras de água de lagoa. **IBEAS – Instituto brasileiro de estudos ambientais**, 2011.

14. PORTAL DA QUALIDADE DAS ÁGUAS. **Indicadores de qualidade - índice de qualidade das águas (IQA)**. Disponível em:<http://portalpnqa.ana.gov.br/indicadores- indice-aguas.aspx>. Acesso em: 28 fev. 2018.

15. SAMPAIO, Bruna Dienifer Souza. **Pagamento por serviços ambientais nas propriedades rurais do alto curso da bacia do Ribeirão Vai-e-Vem, município de Santo Anastácio (SP)**. Monografia (Monografia em Geografia). Presidente Prudente. 2015.

16. SOUZA, Marielle Medeiros De; GASTALDINI, Maria Do Carmo Cauduro. **Avaliação da qualidade da água em bacias hidrográficas com diferentes impactos antrópicos**. Engenharia sanitária e ambiental, 19(3): 263-274. Jul. 2014.

17. SPERLING, Marcos Von. **Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos**. 3 ed. Belo Horizonte: Editora UFMG, 2005.

18. VILLELA, Swami Marcondes; MATTOS, Arthur. **Hidrologia aplicada**. McGraw-Hill do Brasil Ltda., 1975.

17

Estudo de caso para implantação de sistemas de biorretenção na microbacia do canal da Aguanambi (Fortaleza-CE)

Raquel Moraes Vitor **Cortez**
UNIFOR

Maria Christina Coelho **Bessa**
UNIFOR

Nicole Campos Fiúza Fiuza **Cronemberger**
UNIFOR

10.37885/210504521

RESUMO

O trabalho a seguir apresenta o dimensionamento de um sistema de biorretenção no entorno do canal da Avenida Aguanambi em Fortaleza – CE. O local passou por reformas para a melhoria da mobilidade urbana, mas sofre pela falta de resiliência por causa dos alagamentos contínuos na região ocorridos no período chuvoso. A área de influência considerada envolve a APP do recurso hídrico e seu entorno; com taxa de permeabilidade de 10%, conforme pesquisa bibliográfica. A partir desses dados foi calculado o volume de chuva baseado numa precipitação de 55mm/h, estimada com base num tempo de retorno de 10 anos, resultando em 48.487,08m³ de volume de chuva. O dimensionamento do sistema de canteiros pluviais levou em consideração a largura das vias existentes e interferiu somente no espaço de calçadas e canteiros centrais. O resultado obtido mostra a retenção de 16,88% do volume de escoamento superficial total gerado e indica uma melhora considerável a partir da intervenção em apenas 1,9% da área total.

Palavras-chave: Biorretenção, Alagamentos, Resiliência, Canteiros Pluviais.

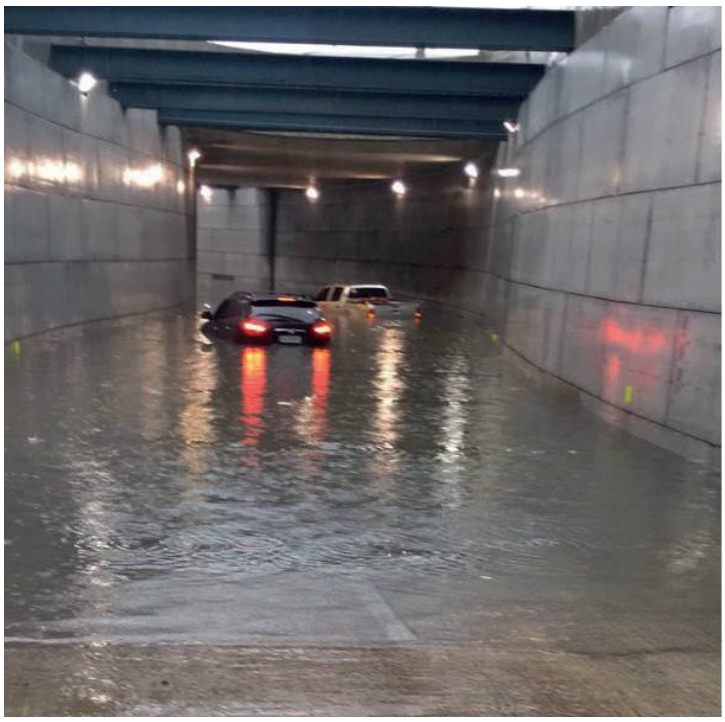
INTRODUÇÃO

Conhecer como se deu o desenvolvimento das cidades é algo importante para buscar compreender como os problemas da atualidade surgiram; além de ser uma forma de tentar solucioná-los. Ter essa compreensão é importante pois a vida contemporânea em muitos centros urbanos atualmente é caótica. Enfrentar mais de três horas de engarrafamento ao fim de um dia de trabalho, por exemplo, é a realidade de muitos que vivem em grandes cidades pelo mundo, e quando se fala de grandes centros urbanos, mobilidade urbana é o assunto que causa grande preocupação aos governantes, principalmente quando tal problema se agrava em época de chuvas.

Para Silva (2014), anualmente são gastos milhões dos cofres públicos para se investir em manutenção e abertura de vias e estradas, ciclovias, pavimentação dentre outros, buscando solucionar os problemas de mobilidade urbana. Porém, de que adianta fazer tantos investimentos ao invés de entender a raiz dos problemas?

Fortaleza, capital do Estado do Ceará, não foge à realidade enfrentada nos grandes Centros Urbanos. Problemas de mobilidade urbana vêm sendo enfrentados e o poder municipal atualmente está investindo fortemente em projetos para tentar resolver a situação. A cidade se tornou um grande canteiro de obras de onde surgem a cada dia soluções como viadutos, túneis, binários e VLT. Porém, com uma chuva leve o caos se instala nos mesmos locais que sofreram intervenções (Figura 1).

Figura 1. Túnel alagado após forte chuva em Fortaleza na Avenida Rogaciano Leite

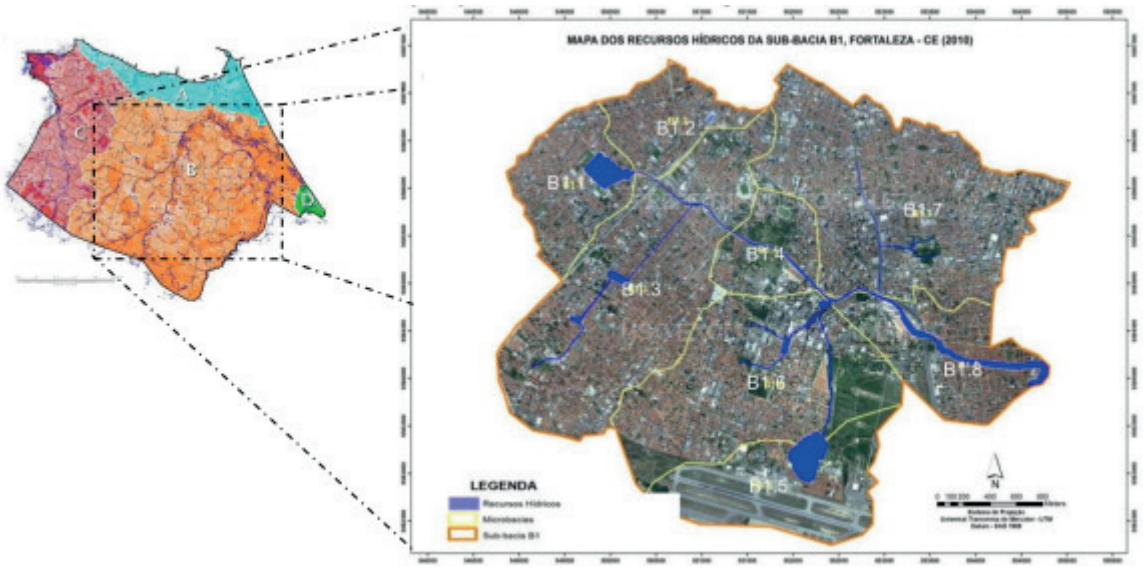


Fonte:<http://cnews.com.br> em 09/03/2017 Autor: Não informado

Os espaços livres representados por ruas, avenidas, praças e parques desempenham um papel fundamental na malha urbana para a integração e circulação de pessoas. Atualmente estão passando por várias intervenções voltadas para mobilidade urbana, justificadas pela otimização do sistema público de transporte. A problemática principal é a falta de resiliência nesses corredores, caracterizados pelas ilhas de calor e alta suscetibilidade a alagamentos em dias chuvosos, portanto existe a necessidade de apontar e aplicar soluções mitigadoras desses problemas.

A área estudada encontra-se na micro – bacia B1.7 do canal da Aguanambi no bairro de Fátima, região central da cidade de Fortaleza. A bacia hidrográfica "B" do Rio Cocó apresenta a maior extensão territorial dentre as outras bacias da capital cearense (Figura 2).

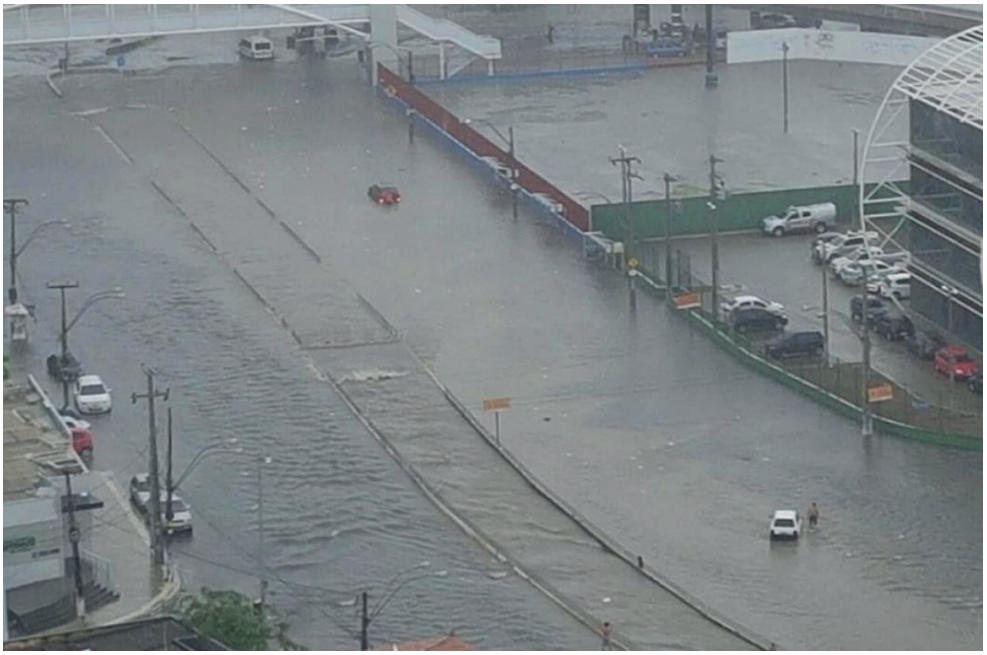
Figura 2. Mapas Bacias hidrográficas e Sub-bacia B1, Fortaleza – CE, 2010.



Fonte: adaptado pela Autora de IPLAM-FOR (2010)

A Avenida Aguanambi está passando por reformas para abrigar o sistema de transporte BRT (*Bus Rapid Transit*) e para tanto, estão sendo construídas estações acima do canal que é conhecido pela sua vulnerabilidade em dias com precipitações acima de 50mm. O site G1 CE (2017) noticiou em 08 de janeiro de 2017 uma chuva de 55mm na capital cearense que causou o transbordamento do canal em questão (Figura 3).

Figura 3. Canal da Aguanambi transbordado em dia chuvoso



Fonte: <www.diariodonordeste.verdesmares.com.br> Autor: VC Repórter

A partir desse cenário percebe-se que o tipo de infraestrutura implantado nas cidades ao longo dos últimos séculos se baseava na monofuncionalidade, caracterizada principalmente por sistemas de engenharia desarticulados com a paisagem natural. Inúmeros sítios sofreram ocupação às custas da destruição de seus rios, parques e lagoas, que deveriam oferecer suporte e qualidade ambiental.

Pesquisadores afirmam que a infraestrutura verde é fundamental para a resiliência urbana:

> Assim, para o Mundo intensamente urbanizado do século 21, com maiores necessidades ambientais, sociais e climáticas, o baixo rendimento dessas infraestruturas especializadas do século passado se tornam ainda mais flagrantes. Isto pode ser visto tanto no momento de sua modernização e substituição, no caso dos países desenvolvidos, como na sua implantação de novo nos países emergentes. Como alternativa, surge a proposta de uma "infraestrutura verde", composta pelos próprios espaços abertos urbanos, que entretecidos nas malhas urbanas, caberiam fornecer um conjunto diversificado e variado de serviços. Desta forma, complementando, ampliando e aumentando a resistência das redes que tratam dos fluxos e processos naturais e sociais que sustentam as cidades. Esta visão advoga a possibilidade de que os projetos de reconversão de suas ruas, praças, parques e edifícios possam integrar tecnologias que viabilizem o aproveitamento dos múltiplos serviços ecológicos que podem fornecer, ampliados pela sinergia da interação entre seus elementos, e deste modo, aumentar a resiliência das urbanizações (AHERN; PELLEGRINO; MOURA, 2012 p.36).

INFRAESTRUTURA VERDE

O desenho das cidades, com as diferentes configurações que se estabeleceram ao longo dos anos, tornou-se um meio de compreender os fenômenos urbanos. Os traçados das cidades, com o passar do tempo, se sobrepõem, entram em conflito, se interrompem ou ressurgem. A ocupação de caminhos, os parcelamentos de solo, os enormes empreendimentos implantados, fazem com que a massa edificada da cidade se renove, adense e verticalize. A urbanização da segunda metade do século XX mudou radicalmente a paisagem, indicando uma ruptura com a lógica das cidades tradicionais (PANNERAI, 2006). Essa lógica do crescimento urbano trouxe como principais impactos o adensamento de determinadas áreas, abandono de outras, expansão em diferentes vetores e a presença de glebas vazias em bairros próximos ao Centro e periféricos (COSTA; PEQUENO, 2015).

A infraestrutura verde tem uma função restauradora desse sistema de infraestruturas cinzas (superfícies impermeáveis), na tentativa de minimizar os efeitos degradadores do alto tráfego de veículos, enchentes, poluição e outros. A infraestrutura verde tenta renovar os sistemas existentes, mas também tem um viés dentro do planejamento urbano das cidades. É a consolidação de um planejamento sustentável na tentativa de diminuir os impactos gerados pela urbanização, levando sempre em consideração o meio ambiente e seus componentes. Benedict e Mcmahon (2006) definem a infraestrutura verde da seguinte forma:

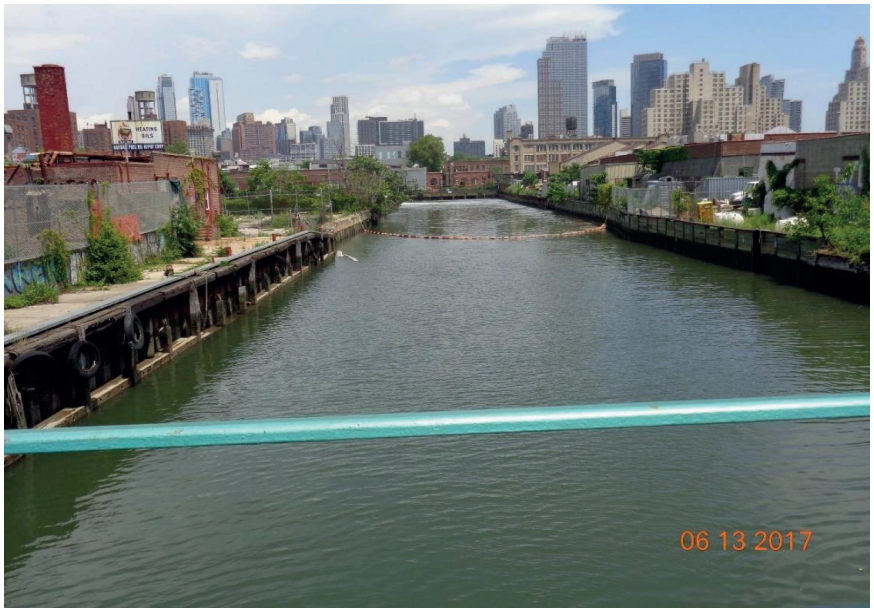
> A infraestrutura verde consiste em redes multifuncionais de fragmentos permeáveis e vegetados, preferencialmente arborizados (inclui ruas e propriedades públicas e privadas), interconectados que reestruturam o mosaico da paisagem. Visa manter ou restabelecer os processos naturais e culturais que asseguram a qualidade de vida urbana. (BENEDICT e MCMAHON, 2006 p.3).

Ahern, Pellegrino e Moura (2012) apontam desafios importantes na aplicação de infraestrutura verde nas cidades, para que sua aplicabilidade seja efetiva. Critérios como desempenho, estética, custos e método são citados como elementos fundamentais para que a eficiência dos sistemas seja efetiva.

Em visita ao distrito do Brooklin na cidade de Nova York em junho de 2017, foi possível conhecer o projeto de implantação de infraestrutura verde no entorno do Canal Gowanus, que se encontra com a baía de Nova York, caracterizada pela proximidade com o Porto e, por isso, com o grande fluxo de embarcações.

Foi possível notar no trecho visitado a presença de oficinas e residências que não se comunicam com o recurso hídrico, sugerindo uma condição de abandono e degradação (Figura 4).

Figura 4. Canal Gowanus no Brooklin (Nova York)



Fonte: Acervo pessoal Autor: Raquel M. Vitor Cortez (2017)

O trecho que compreende a implantação de um empreendimento imobiliário residencial recebeu uma proposta inovadora pois integrou o canal à paisagem e promoveu uma comunicação dos futuros moradores com a área.

O principal conceito aplicado foi a infraestrutura verde, integrada aos locais de contemplação, lazer, passagem e encontro. A proximidade do condomínio ao canal exigiu a necessidade de um projeto preocupado com a drenagem urbana e com a possibilidade de alagamentos.

Percebe-se o enriquecimento da paisagem, mas principalmente a função de infraestrutura atribuída aos canteiros pluviais instalados nas calçadas e às margens do canal Gowanus (Figura 5). O aumento da taxa de permeabilidade e consequentemente da capacidade de retenção comprova que o papel desses elementos não é somente o embelezamento.

Figura 5. Jardins de chuva no Canal Gowanus – Brooklin – NY

Fonte: Acervo pessoal Autor: Raquel M. Vitor Cortez (2017)

O Canal da Aguanambi na cidade de Fortaleza está sofrendo uma intervenção completamente distinta do exemplo citado. Infelizmente mais um recurso hídrico da capital cearense será desprezado em nome do progresso e avanço da mobilidade. A obra que custou um valor considerável do orçamento municipal para obras de infraestrutura está promovendo o tamponamento do recurso hídrico e a construção de um canal artificial paralelo ao existente para captação de águas pluviais (Figura 6).

Figura 6. Obra de intervenção no Canal da Aguanambi (Fortaleza-Ce)

Fonte: Prefeitura Municipal de Fortaleza Autor: Kaio Machado (2017)

O objetivo do presente estudo é analisar como a infraestrutura verde poderia ser uma alternativa que preserva o canal Aguanambi e quantificar sua eficiência relativa à capacidade

de captação de águas pluviais através de sistemas de biorretenção, conhecidos como canteiros pluviais.

METODOLOGIA

Para a estimativa da intensidade das chuvas para um tempo de retorno de 10 anos em Fortaleza foi utilizada a equação das chuvas intensas $i= (KxTa) / (t + b)^c$.

$i= (K \times T^a) / (t + b)^c$ Onde:
T = tempo de retorno em anos
t = duração de chuvas em minutos
Os valores de "K", "a", "b" e "c" foram obtidos através do software Pluvio 2.1. (LIMA, 2016 P. 121).

A Tabela 1 indica uma precipitação máxima de 55,15mm/h para um período de 10 anos, portanto esse valor será adotado para o cálculo de volume precipitado.

Tabela 1. Cálculo de intensidade das chuvas em Fortaleza para os próximos 10 anos

*intensidade das chuvas [$i= (K \times T^a) / (t + b)^c$]						
RETORNO EM ANOS (T)	DURAÇÃO (t)	K	A	B	C	INTENS. (MM/H)
10	60	491,78	0,21	5,00	0,64	55,15

Fonte: Lima (2016)

A área definida a priori para o cálculo do volume precipitado foi a APP (Área de Preservação Permanente) do canal da Aguanambi, a qual deve ser de 30 metros para curso d'água de até 10 metros de largura de acordo com a Resolução CONAMA nº 303/2002.

Através do programa *Google Earth* verificou-se uma área aproximada do recurso hídrico de 6.500m² e uma área de APP com 96.000 m² (Figura 7). Percebeu-se que a área de drenagem que contribui para o canal extrapola a APP, sendo assim o sistema de biorretenção foi dimensionado para uma área maior, que será indicada adiante.

Figura 7. Área de Preservação Permanente do Canal da Aguanambi

Fonte: Google Earth Autor: Raquel M. Vitor Cortez (2017)

Em busca de maior precisão, e compreensão sobre as taxas de permeabilidade da região estudada, encontrou-se em Araújo (2012) os dados especificados na Tabela 2.

Tabela 2. Valores da avaliação da superfície do solo, no tocante a sua impermeabilização, da APP da microbacia B1.7 do Canal da Aguanambi, Fortaleza – CE, 2010.

		IMPERMEABILIZAÇÃO DO SOLO					
APP	APP Conama	Superfície Impermeabilizada		Superfície com Recurso Hídrico		Superfície com Vegetação	
	ÁREA (m²)	ÁREA (m²)	%	ÁREA (m²)	%	ÁREA (m²)	%
Canal Aguanambi	93.988	85.529	91	6.579	7	1.880	2

Fonte: adaptado de ARAÚJO (2012)

O coeficiente de escoamento de água superficial C (runoff), representado pela razão entre o volume total escoado e o volume total precipitado será igual a 1, pois a área em questão se encontra 91% impermeabilizada. Considerou-se que a área permeável é pequena e de difícil identificação, por isso não foi considerada.

Portanto, o volume inicial calculado incide somente sobre a área total da superfície da APP (Área de Preservação Permanente) de 93.988 m², onde:

V= A x Δp x C; Sendo:
A= 93.988m² (área),
Δp = 55mm/h (precipitação para um período de 10 anos em Fortaleza) C= 1

(coeficiente de escoamento de água superficial runoff).
V= 5.169.340 litros ou 5.169,34 m³.

Entretanto, a capacidade de retenção do Canal da Aguanambi é de 19.737m³, superior aos 5.169,340 m³ encontrados. Com isso, ficou evidente que a inundação da Avenida ocorre pelo escoamento de águas pluviais drenadas fora do limite da área delimitada.

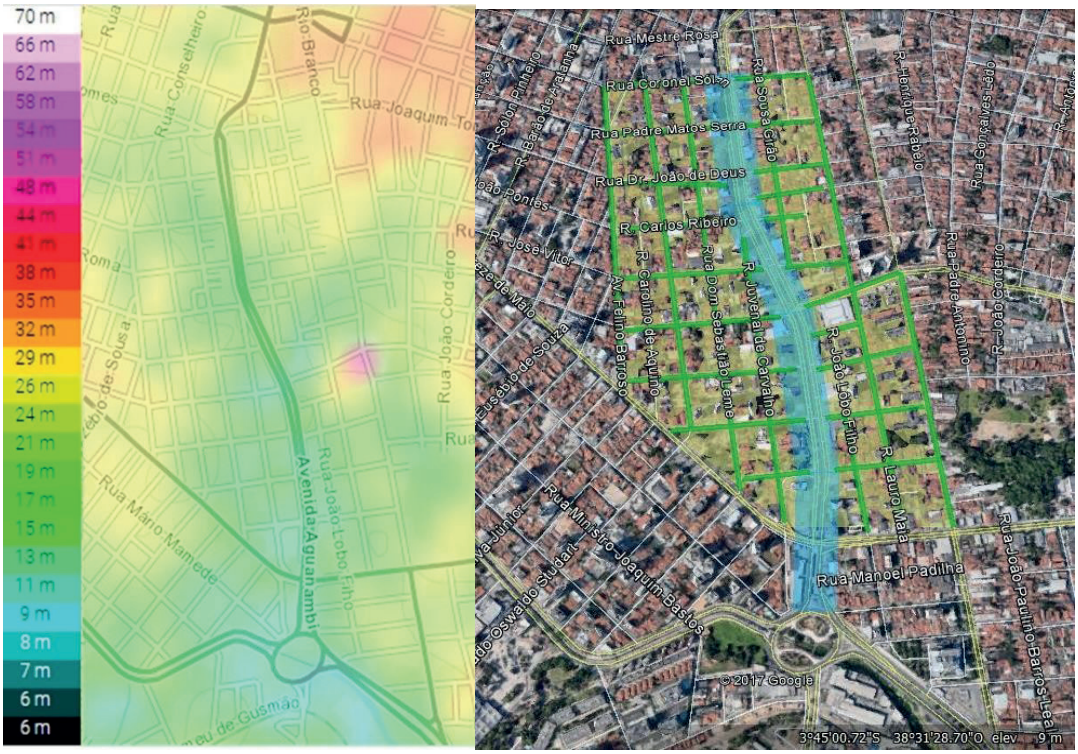
Com o objetivo de recuperar a permeabilidade da área e potencializar o acúmulo natural de águas pluviais, foi elaborado um estudo para implantação de canteiros pluviais nas ruas do entorno (Figura 8).

Figura 8. Canteiros pluviais – Brooklin (EEUU)

Fonte: Acervo pessoal Autor: Raquel Moraes Vitor Cortez

Como a área de contribuição do canal extrapola a APP (Área de Preservação Permanente) devido à topografia, definiu-se uma região maior para propor os sistemas de biorretenção (Figura 9).

Figura 9. Mapas de implantação do sistema de biorretenção



Fonte: Adaptado do Google Earth pelas autoras

A área de contribuição possui 881.583,32m², para o cálculo do volume também foi adotado o runoff de 1 (Tabela 3).

V= A x Δp x C; Sendo:
A= 881.583,32m² (área),
Δp = 55mm/h (precipitação para um período de 10 anos em Fortaleza) C= 1 (coeficiente de escoamento de água superficial runoff).
V= 48.487.082,6 litros ou 48.487,08 m³

Tabela 3. Dimensionamento do volume de escoamento da chuva

CÁLCULO DO VOLUME (M³)	
Área total (m²)	881.583,32 m²
Volume para runoff de 1 (m³)	48.487,08m³

Com o intuito de mitigar os alagamentos na região, elaborou-se um modelo de implantação dos sistemas de biorretenção a partir de uma análise da largura da Avenida Aguanambi, com aproximadamente 15m em cada lado, e 38m no total, incluindo o Canal. As calçadas e canteiros centrais receberiam canteiros pluviais com 1m de largura.

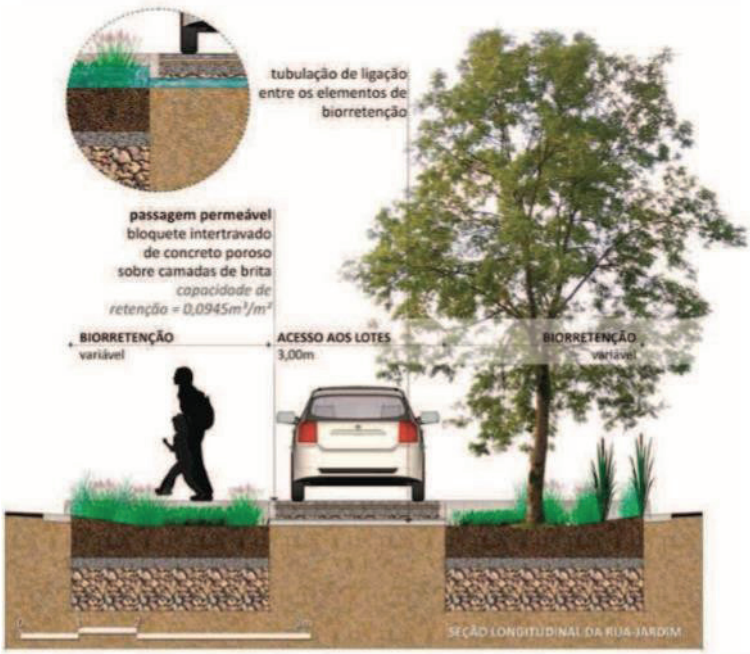
A cada 10 metros de calçada seria possível implantar 12m² de canteiros, livrando a entrada de carros nos lotes. Os canteiros centrais receberiam na sua extensão total (Figura 10).

Figura 10. Implantação do sistema de biorretenção na Av. Aguanambi

Fonte: Google Earth Autor: Raquel M. Vitor Cortez

Sobre as ruas do entorno, indicadas anteriormente no mapa da Figura 9, a maioria possui largura de aproximadamente 14m, todas permaneceriam com leito carroçável de 7m e receberiam canteiros pluviais com 6m² de área nas calçadas. A cada 10 metros de rua seria possível implantar 12m² de canteiros pluviais, livrando a entrada de carros nas suas respectivas garagens (Figura 11).

Figura 11. Modelo de implantação dos canteiros pluviais nas ruas do entorno



RESULTADOS

Fonte: Newton Becker - 2017

A Tabela 4 faz um demonstrativo das áreas estimadas para os canteiros pluviais propostos ao longo das ruas em questão e quantifica a capacidade de retenção atingida. Becker (2017) indica que a capacidade de retenção de 1m² de canteiro pluvial é de 0,487m³, sendo assim, esse valor é adotado no cálculo dos resultados apresentados (Tabela 4).

Tabela 4. Quantitativo de áreas dos canteiros pluviais

Implantação dos canteiros pluviais nas ruas do entorno	Área Canteiros pluviais A (m²)	Capacidade de retenção /m² (A x 0,487m³)	% da área total (881.583,32m²)
Área mínima a cada 10m de extensão das vias	12m²	5,844m³	0%
Área total para aplicação do modelo em 1045m nas calçadas da Avenida (12m² a cada 10m)	1254m²	610,69m³	0,14%
Área total para aplicação do modelo em 1940m do canteiro central da Avenida	1940m²	944,78m³	0,22%
Área total para aplicação do modelo em 11350m nas calçadas das ruas do entorno	13620m²	6632,94m³	1,54%
Área total de canteiros pluviais e capacidade de retenção	16814m²	8188,41m³	1,9%

Para o volume previsto de 48.487,08m³ (tempo de retorno em 10 anos); o sistema realizaria a retenção de 16,88% ou 8188,41m³ com a transformação de 1,9% da área total em área permeável através dos canteiros pluviais.

DISCUSSÃO

A capacidade de retenção do canal é de 19737 m³, considerando a sua área de 6579 m² e altura de 3 m. Esse valor representa 40,70% do volume total que atinge a área para uma precipitação de 55mm/h. A soma dos sistemas de biorretenção e da capacidade do canal representa 57,58% do volume de 48.487,08 m³. A Tabela 5 abaixo demonstra que a capacidade de retenção aumentaria para 82,27%, se o coeficiente de escoamento de água superficial (runoff) fosse 0,7.

Tabela 5. Estimativa de retenção para diferentes taxas de permeabilidade

ESTIMATIVA D	A CAPACIDADE	DE RETEN	ÇÃO PARA Á	REA DE 881.58	3,32 m²
Runoff	Área (m²)	Volume (m³)	Retenção canal	Retenção Canteiros pluviais	Retenção Total
1	881.583,32	48.487,08	40,70%	16,88%	57,58%
0,7	881.583,32	33.940,95	58,15%	24,12%	82,27%

Para atingir 100% da capacidade de retenção, a quantidade de canteiros pluviais e suas dimensões poderiam aumentar, para isso seria necessário um estudo mais aprofundado da área. A captação das águas pluviais dentro dos lotes poderia ser efetivada a partir de políticas públicas que incentivassem a sua reutilização.

O sistema proposto não corresponde a uma eficácia de 100% visto que o modelo não interfere na largura das vias existentes, incluindo a própria Avenida Aguanambi. Porém percebe-se que com uma área irrisória em relação ao total foi possível contribuir para a captação de mais da metade do volume gerado por uma precipitação pluviométrica de 55mm/h.

Para diminuir o coeficiente de escoamento de água superficial (runoff), os canteiros poderiam ser integrados a reservatórios subterrâneos ou aumentados através da criação de uma área permeável às margens do próprio canal, com a diminuição da largura do leito carroçável.

Outro fator a ser considerado é a possibilidade das residências e comércio do entorno implantarem sistemas de retenção e aproveitamento da água, diminuindo o volume do escoamento superficial direcionado ao sistema de drenagem existente.

É importante ressaltar que o estudo desenvolvido aplicou dados preliminares e não considerou a infraestrutura do sistema de drenagem da região; para aprofundar a pesquisa e alcançar dados mais aprofundados seriam necessárias vistas ao local para um levantamento preciso, além da aplicação de modelagem hidrológica.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

O resultado mostra que foi possível reter 16,88% do volume estimado com a proposta de implantação dos canteiros pluviais para uma área ínfima de 1,9% da área total.

Os projetos de infraestrutura verde numa escala local, através dos sistemas de biorretenção, têm sido aplicados nos Estados Unidos para mitigar problemas causados pela infraestrutura cinza dos sistemas de drenagem (tubulações e galerias), responsáveis por diversos problemas ao meio ambiente, como a poluição dos recursos hídricos. Os sistemas que utilizam a vegetação como parte da infraestrutura, auxiliam na filtragem, retenção e absorção das águas pluviais, contribuindo para amenizar os efeitos negativos das chuvas nas grandes cidades.

Este estudo de caso demonstrou que cada situação é específica e exige uma análise baseada nos fatores climáticos e espaciais do sítio em questão. Conclui-se que os sistemas de biorretenção podem ser integrados às infraestruturas convencionais de combate às enchentes.

REFERÊNCIAS

1. ARAÚJO, Laiz Hérida Siqueira de. **Diagnóstico georreferenciado do uso e ocupação do solo nas áreas de preservação permanente (APP) da sub-bacia B1, bacia do rio Cocó, Fortaleza-Ce** / Laiz Hérida Siqueira de Araújo. – 2012.145 f.: il. color., enc. ; 30 cm

2. AHERN, J.; PELLEGRINO, Paulo R. M.; MOURA, Newton Célio Becker de. **Infraestrutura verde: desempenho, estética, custos e método**. In: Lucia Maria Sá Antunes Costa; Denise Barcellos Pinheiro Machado. (Org.). Conectividade e resiliência: estratégias de projeto para a metrópole. 1 ed. Rio de Janeiro, 2012, v. 1, p. 35-52.

3. BECKER, Newton. **Biorretenção como alternativa para manejo das águas urbanas e mudanças climáticas na Grande São Paulo**. In. Paulo Pellegrino; Newton Becker. (Org). Estratégias para uma infraestrutura verde**.** 1 ed. Barueri, SP: Manole, 2017, p. 43-62.

4. BENEDICT, Mark A.;MCMAHON, Edward T. Green Infrastructure – Linking Landscapes and Communities. Island Press, Washington, 2006.

5. Câmara Municipal de Fortaleza. Lei complementar nº 062, de 02 de fevereiro de 2009. Institui o **Plano Diretor Participativo do Município de Fortaleza** e dá outras providências. Fortaleza, Diário oficial, 2009. 31p.

6. COSTA, Maria Clélia Lustosa; PEQUENO, Renato (editores). **Fortaleza: transformações na ordem urbana**. 1. ed. - Rio de Janeiro: Letra Capital: Observatório das Metrópoles, 2015.

7. G1 CE. 2017. Disponível <http://g1.globo.com/ceara/noticia/2017/01/com-chuva-carros- boiam--na-avenida-aguanambi-em-fortaleza.html> Acesso em 20 mar. 2017.

8. LIMA, Gerson Amaral. **Campus da Fiocruz no Ceará: aplicação das infraestruturas verdes no contexto do semiárido** / Gerson Amaral Lima. São Paulo, 2016. 151 p. :il.

9. PANERAI, Philippe. **Análise urbana**. Brasília: Editora Universidade de Brasília, 2006, 198 p. (Coleção arquitetura e urbanismo).

10. SILVA, Eduardo Fernandez. **Meio ambiente & mobilidade urbana.** São Paulo: Editora Senac São Paulo, 2014. – (Série Meio Ambiente, 22/ Coordenação José de Ávila Aguiar Coimbra).

11. _____. Resolução CONAMA nº 303, de 20 de março de 2002: Dispõe sobre parâmetros, definições e limites de Áreas de Preservação Permanente. Brasília, 2002b.

12. <http://cnews.com.br/cnews/noticias/110214/tunel_da_rogaciano_leite_fica_alagado_devido_a_chuva> Acesso em 08/08/2017

13. <https://www.fortaleza.ce.gov.br/noticias/secretaria-de-infraestrutura-realiza-visita-tecnica-as-obras-da-avenida-aguanambi> Acesso em 06/09/2017

18

Fitossociologia e aspectos ecológicos de um remanescente florestal em um mosaico campo-floresta no rio grande do sul como referência para a restauração ecológica

Sebastião Venâncio **Martins**
UFV

Camila **Bauchspiess**
UFV

Elias Frank de **Araújo**
CMPC

10.37885/210404403

RESUMO

Objetivo: Este estudo teve como objetivo analisar a estrutura e composição florística de um remanescente florestal localizado em um mosaico campo-floresta no município de São Jerônimo, RS, e relacioná-las com as características ambientais do entorno, visando utilizar estas informações como referência para a restauração de Áreas de Preservação Permanente (APPs) em hortos florestais desta região do Rio Grande do Sul. **Método:** Foram avaliados os parâmetros fitossociológicos de todos os indivíduos com circunferência a altura do peito (CAP) ≥ 15 cm (censo total), bem como realizada a análise do solo (0 a 20 cm de profundidade) no remanescente florestal e em uma área de campo. **Resultados:** Foram mensurados 499 indivíduos, pertencentes à 18 famílias, 24 gêneros e 23 espécies, sendo Myrtaceae, Euphorbiaceae, Lauraceae e Rhamnaceae as famílias mais importantes. A família Myrtaceae apresentou também a maior riqueza e valor de cobertura do povoamento. Este fragmento apresentou baixa diversidade florística (H'=2,635), porém, boa heterogeneidade (J=0,783. **Conclusão:** Os resultados obtidos permitem concluir que a fertilidade do solo não foi um fator de impedimento ao avanço da floresta sobre o campo em seu entorno, e que a ocorrência deste e de outros remanescentes florestais seja na forma de fragmentos de Floresta Ombrófla Mista ou de matas ciliares, justifica a restauração florestal nas APPs e reserva legal na região utilizando as espécies amostradas neste estudo.

Palavras-chave: Restauração Florestal, Floresta Ombrófila Mista, Fragmento Florestal.

INTRODUÇÃO

O Brasil possui dois *hotspots* de biodiversidade, a Mata Atlântica e o Cerrado (MITTERMEIER et al., 2011). Inserido neste contexto, existem seis biomas no Brasil, dentre estes, dois estão localizados no Estado do Rio Grande do Sul, sendo eles o bioma Mata Atlântica e o bioma Pampa (também chamado de Campos Sulinos), demonstrando assim a importância de estudos para a conservação e sustentabilidade nesta região (IBGE, 2004).

A Mata Atlântica é reconhecida pela elevada biodiversidade e endemismo de espécies Myers (2000), contudo, o processo de destruição do habitat provoca grande fragmentação na cobertura vegetal existente, informação esta, confirmada nos estudos de Metzger (2009), que apresenta que mais de 80% dos fragmentos restantes possuem áreas menores que 50ha, restando assim, apenas 12% da cobertura original (METZGER, 2009). O Pampa, com ocorrência somente no Rio Grande do Sul (63% do Estado), está presente em 2,07% da área total do país IBGE (2004), possui uma diversidade de espécies animais e vegetais exclusivos de sua região Pillar (2015) e apresenta em torno de 41% da cobertura vegetal original (HASENACK et al., 2007).

Pillar (2003) afirma que as condições climáticas no sul do Brasil são de modo geral favoráveis ao predomínio de florestas, entretanto, as vegetações campestres e florestais se sobrepõem formando mosaicos naturais que podem ser observados em diversas regiões do Rio Grande do Sul, como na Serra do Sudeste e na região dos Campos de Cima da Serra (Planalto das Araucárias).

A região da Serra do Sudeste, também chamada de Escudo Sul-Riograndense, está situada entre os municípios de Jaguarão, São Gabriel e Porto Alegre. A fisionomia predominante na Serra do Sudeste corresponde a uma fisionomia em mosaico, de difícil interpretação do grau de naturalidade das formações que à compõe, ocorrendo campos, matas de galerias, remanescentes de Floresta Estacional Semidecidual e pequenos fragmentos de Floresta Ombrófila Mista - FOM (CORDEIRO e HASENACK, 2009; SEMA-RS/UFSM, 2001; FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA, 2015). Estes fragmentos ou manchas florestais de FOM, popularmente conhecidos como capões, estendem-se por entre os campos, estabelecendo-se no entorno de nascentes, ou então às margens de rios, constituindo as florestas de galeria (SEGER, 2005).

Para a caracterização da vegetação arbórea de uma determinada área, é necessário reconhecer as espécies presentes no local e fazer uma avaliação da estrutura da floresta (LONGHI, 2000). Os levantamentos fitossociológicos permitem conhecer, em parte, a distribuição das espécies, bem como as diferenças de estrutura entre os biomas e a dinâmica de algumas comunidades (MORO e MARTINS, 2011).

O inventário fitossociológico de fragmentos florestais torna-se importante para as atividades de restauração florestal das áreas de preservação permanente, reservas legais e outras, pois eles compõem os ecossistemas de referência para a restauração. A partir dos resultados destes estudos em ecossistemas florestais de referência, é possível definir classes para os indicadores de avaliação e monitorar as áreas em processo de restauração.

Além disto, através destes levantamentos, torna-se possível avaliar e monitorar a cobertura florestal nativa, selecionar matrizes para coleta de sementes, definir pontos mais representativos para a instalação de coletores de chuva de semente, coleta e transposição do banco de sementes, dentre outras técnicas utilizadas na restauração ecológica (MARTINS, 2013).

Este tipo de estudo é particularmente importante na restauração de ecossistemas no Rio Grande do Sul, onde as características ecológicas históricas de uso e cobertura do solo implicam num mosaico campo-floresta de origem natural ou por influência antrópica, sendo o conhecimento da vegetação original fundamental para o sucesso de sua restauração. Neste sentido, Martins (2014) destaca que campos nativos no Brasil são mantidos naturalmente pelo impedimento da regeneração florestal por fatores como o excesso de umidade, solos rasos, altitude elevada, ou seja, características naturais que impedem o estabelecimento de outra formação vegetal não adaptada a estas condições, enquanto que, em locais onde estes fatores não são determinantes, se abandonadas, estas áreas retornariam ao estado florestal de origem.

Sendo assim, conhecendo a fitossociologia local, as técnicas para restauração estarão ligadas às peculiaridades específicas de cada área, a depender de fatores ecológicos, sociais e econômicos (MARTINS et al, 2020).

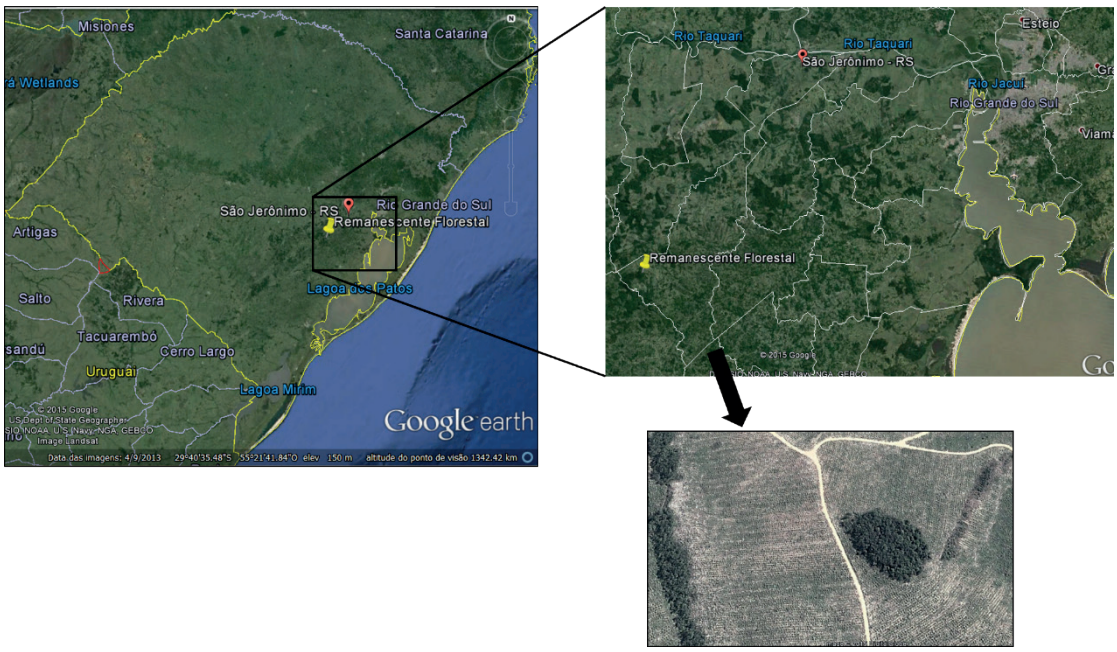
Diante disto, o objetivo deste estudo foi conhecer a composição florística e estrutura de um remanescente florestal inserido na Serra do Sudeste do Rio Grande do Sul e relacionar os dados fitossociológicos coletados com as características florestais da região. Estas informações serão imprescindíveis na seleção de espécies em melhores condições de adaptação e desenvolvimento, para uso futuro na restauração de áreas de preservação permanente na região.

MÉTODO

O estudo foi desenvolvido em um remanescente de Floresta Ombrófila Mista situado no horto florestal Ramos (30º26’33.17”S e 52º5’41.11”W), pertencente à empresa CMPC Celulose Riograndense, localizado no município de São Jerônimo, RS (Figura 1). A área está inserida na região fisiográfica da Serra do Sudeste e Bacia Hidrográfica do Camaquã (SEMA-RS/UFSM, 2001), Estado do Rio Grande do Sul, Brasil. O clima na região, assim

como na maior parte do Rio Grande do Sul, é subtropical úmido, do tipo Cfa, conforme a classificação de Köppen. A temperatura média do mês mais frio compreendida entre 3 e 18 ºC, a temperatura média do mês mais quente é superior a 22 ºC (MORENO, 1961) e o total médio anual de precipitação é de 1.300 à 1.500 mm (IBGE, 1986).

Figura 1. Localização do remanescente florestal no município de São Jerônimo, RS (GOOGLE EARTH, 2017).



Fonte: Google Earth

Na Serra do Sudeste o relevo apresenta-se em formas arredondadas, sendo mais brusco para o Norte e suave na direção Leste. As áreas de topo, representadas por planaltos residuais apresentam, de modo geral, topos convexos e isoladamente estreitos, configurando cristas. As formações edáficas superficiais, assim como as vertentes, são íngremes e com manto de alteração pouco espesso, ocorrendo afloramento rochoso.

A altitude varia entre 20 a 200 metros nas bordas, até 400 a 600 metros nas serras (SEMA-RS/UFSM, 2001). Os solos predominantes na região de estudo são Neossolo Regolítico Distro-úmbrico associados com afloramentos rochosos, Argissolo Vermelho – Amarelo Distro-úmbrico e Luvissolo Crômico pálico. As manchas de campo nativo estão associadas aos solos rasos e afloramentos rochosos, já as florestas aos solos mais profundos como Cambissolos e Argissolos (STRECK et al., 2008).

O levantamento foi realizado através do método de censo, com marcação, mensuração e identificação taxonômica de todos os indivíduos arbustivo-arbóreos com circunferência à altura do peito (CAP) ≥15 cm, em uma área de aproximadamente 1 ha. Para todos os indivíduos amostrados, foram anotados os valores de CAP, altura total e identificada a espécie. O material botânico não identificado foi coletado para posterior comparação com material do herbário da Universidade Federal de Santa Maria e literatura pertinente. A grafia

dos binômios, bem como suas respectivas autoridades, foi confirmada através do banco de dados *online* da página do Missouri Botanical Garden (MOBOT, 2015).

O cálculo dos parâmetros fitossociológicos, foram realizados com o auxílio do Software Fitopac 2 (SHEPHERD, 1995), permitindo a estimativa da densidade e dominância relativas e do índice de valor de cobertura, descritos por Mueller-Dombois e Ellenberg (1974). A diversidade florística foi obtida pelo Índice de Diversidade de Shannon, que contempla duas variáveis (número de espécies e número de indivíduos de cada espécie) e a equabilidade pelo Índice de Pielou (PIELOU, 1975).

No tocante as características edáficas da área de estudo e entorno, foi realizada a caracterização físico-química do solo no remanescente florestal e em uma área de campo nas proximidades. Para isto, foram coletadas de forma aleatória e representativa, 10 amostras simples de solo por ecossistema (profundidade de 0-20 cm) e gerada 1 amostra composta para cada área. As análises de solo foram realizadas no Departamento de Solos da Universidade Federal de Viçosa, conforme recomendações da Embrapa (2006).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Levantamento Fitossociológico

Através do levantamento fitossociológico, foram mensurados 499 indivíduos, distribuídos em 18 famílias, 24 gêneros e 23 espécies (Tabela 1). O destaque de Myrtaceae foi notável, pois a família apresentou a maior diversidade neste estudo (cinco espécies), fato comum em levantamentos realizados nas Florestas Ombrófilas Mistas (CHAMI, 2008; KLAUBERG, 2010; HIGUCHI, 2012; CORDEIRO, 2013) o que aponta esse tipo florestal como importante centro de dispersão desta família (NASCIMENTO, 2001). Cabe destacar que a morfologia foliar de várias espécies de Myrtaceae, com folhas estreitas e coriáceas conferem a elas maior tolerância a baixas temperaturas e eventos de geada, comuns no Rio Grande do Sul, características que também são típicas de *Araucaria*, *Podocarpus* e outros gêneros e espécies da formação Floresta Ombrófila Mista.

Em relação à classificação sucessional, 51,72% das espécies são secundárias iniciais, 24,14% não classificadas, 17,24% pioneiras e 6,9% secundárias tardias. Quanto ao número de indivíduos, 81,4% são secundárias iniciais, 14% pioneiras, 4% não classificadas e 0,6% secundárias tardias. Estas proporções aliadas ao grande porte das inúmeras árvores amostradas, indicam que o fragmento se encontra num estágio médio de sucessão, sendo uma testemunha da floresta que cobria boa parte desta região antigamente.

Tabela 1. Composição florística das espécies mensuradas no remanescente florestal, com indicação da classe sucessional (CS): P = pioneira, Si = secundária inicial, St = secundária tardia, sem classificação (SC); e da síndrome de dispersão (SD): Ane = anemocoria, Zoo = zoocoria, Aut = autocoria.

Família	Espécie	CS	SD
Anacardiaceae	*Lithraea brasiliensis* Marchand	Si	Zoo
Aquifoliaceae	*Ilex* sp.	SC	SC
Araucariaceae	**Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze	P	Zoo
Asteraceae	*Dasyphyllum spinescens* (Less.) Cabrera	P	Ane
Cannabaceae	*Celtis iguanaea* (Jacq.) Sarg.	P	Zoo
Euphorbiaceae	*Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B. Sm. & Downs	Si	Aut
Lamiaceae	*Vitex megapotamica* (Spreng.) Moldenke	Si	Zoo
Lauraceae	*Ocotea pulchella* (Nees & Mart.) Mez	Si	Zoo
Myrtaceae	*Myrcia palustris* DC.	P	Zoo
	Campomanesia rhombea O.Berg	Si	Zoo
	Eugenia uniflora L.	Si	Zoo
	Blepharocalyx salicifolius (Kunth) O.Berg	Si	Zoo
	Myrrhinium atropurpureum Schott	St	Zoo
Podocarpaceae	**Podocarpus lambertii* Klotzsch ex Endl.	P	Zoo
Primulaceae	*Myrsine coriacea* (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	Si	Zoo
	Myrsine umbellata Mart.	Si	Zoo
Quillajaceae	*Quillaja brasiliensis* (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	P	Ane
Rhamnaceae	*Scutia buxifolia* Reissek	P	Zoo
Rubiaceae	*Guettarda uruguensis* Cham. & Schltdl.	Si	Zoo
Rutaceae	*Zanthoxylum rhoifolium* Lam.	Si	Zoo
	Citrus sp.	SC	SC
Salicaceae	*Casearia decandra* Jacq.	Si	Zoo
Salicaceae	*Casearia sylvestris* Sw.	Si	Zoo
Sapindaceae	*Allophylus edulis* (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	Si	Zoo
	Matayba elaeagnoides Radlk.	St	Zoo
Solanaceae	*Solanum* sp.	SC	SC
Styracaceae	*Styrax leprosus* Hook. & Arn.	Si	Zoo
Verbenaceae	*Citharexylum montevidense* (Spreng.) Moldenke	SC	Zoo

Fontes da classe sucessional e síndrome de dispersão: Negrini, 2012; Ferreira, 2013; Spicioni 2013. * espécies observadas como regenerantes.

A classificação da síndrome de dispersão apontou que a porcentagem de número de espécies e do número de indivíduos foram superiores para zoocoria (69% e 82,6% respectivamente) e que as porcentagens de anemocoria e autocoria foram baixas. A predominância de espécies zoocóricas reforça a importância ecológica deste fragmento como fonte de propágulos para a regeneração florestal nas áreas de preservação permanente próximas (Martins et al., 2015), bem como reflete o deslocamento de animais, particularmente aves e morcegos frugívoros típicos de florestas, nesta paisagem florestal fragmentada.

As espécies que apresentaram maiores valor de cobertura (VC), ou seja, as ecologicamente mais importantes foram *Scutia buxifolia* (39,2%), *Eugenia uniflora* (25,44%), *Sebastiania commersoniana* (23,81%), *Vitex megapotamica* (23,2%) e *Blepharocalyx salicifolius* (22,13%). Para o cálculo do VC considera-se a densidade e a dominância relativas.

Sendo assim, as espécies com maiores valores de densidade relativa foram *Eugenia uniflora* (19,64%), *Sebastiania commersoniana* (13,43%), *Blepharocalyx salicifolius* (9,42), *Ocotea pulchella* (9,02%) e *Scutia buxifolia* (9,02%) sendo que, juntas, representam 60,53% da densidade relativa (Tabela 2). Por fim, as espécies que se destacaram com as maiores dominâncias relativas foram *Scutia buxifolia* (30,14%), *Vitex megapotamica* (19,76%), *Blepharocalyx salicifolius* (12,69%) e *Sebastiania commersoniana* (10,38%).

As famílias mais importantes, de acordo com a densidade relativa, foram Myrtaceae (31,86%), Euphorbiaceae (13,43%), Lauraceae (9,02%) e Rhamnaceae (9,02%), já os maiores valores de dominância relativa foram em Rhamnaceae (30,19%), Lamiaceae (19,79%), Myrtaceae (19,35%) e Euphorbiaceae (10,39%). Os maiores valores de índices de valor de cobertura foram observados nas famílias Myrtaceae (51,22%) e Rhamnaceae (44,2%).

O fragmento florestal estudado apresentou diversidade florística, calculada atrvés do índice de Shannon de H'= 2,635, inferior a outros estudos em Floresta Ombrófila Mista na Região Sul do Brasil, onde os valores variaram entre 3,08 a 3,86 (Araujo et al., 2010; Souza et al., 2012). Este valor menor de diversidade pode ser atribuído à pequena área do fragmento (1 ha) e possivelmente ao corte seletivo de algumas espécies no passado, o que explicaria inclusive a presença de indivíduos de *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertii* apenas no estrato de regeneração natural.

Tabela 2. Espécies e respectivos parâmetros fitossociológicos encontrados no remanescente florestal. Onde: NI = número de indivíduos; DeA = densidade absoluta; DeR = densidade relativa; DoA = dominância absoluta; DoR = dominância relativa; VC= valor de cobertura (%).

Espécies	NI	DeA	DeR	DoA	DoR	VC
Scutia buxifolia Reissek	45	563,5	9,02	72,59	30,19	39,2
Eugenia uniflora L.	98	1227,1	19,64	13,96	5,8	25,44
Sebastiania commersoniana (Baill.) L.B. Sm. & Downs	67	838,9	13,43	24,98	10,39	23,81
Vitex megapotamica (Spreng.) Moldenke	17	212,9	3,41	47,59	19,79	23,2
Blepharocalyx salicifolius (Kunth) O.Berg	47	588,5	9,42	30,56	12,71	22,13
Ocotea pulchella (Nees & Mart.) Mez	45	563,5	9,02	12,28	5,11	14,12
Lithraea brasiliensis Marchand	23	288,0	4,61	16,61	6,91	11,51
Zanthoxylum rhoifolium Lam.	35	438,2	7,01	5,10	2,12	9,14
Styrax leprosus Hook. & Arn.	32	400,7	6,41	2,26	0,94	7,35
Casearia decandra Jacq.	18	225,4	3,61	1,59	0,66	4,27
Citharexylum montevidense (Spreng.) Moldenke	10	125,2	2,00	3,67	1,53	3,53
Celtis iguanaea (Jacq.) Sarg.	12	150,3	2,40	1,26	0,52	2,93
Dasyphyllum spinescens (Less.) Cabrera	9	112,7	1,80	1,65	0,68	2,49
Campomanesia rhombea O.Berg	9	112,7	1,80	1,24	0,51	2,32
Quillaja brasiliensis (A.St.-Hil. & Tul.) Mart.	1	12,5	0,20	2,88	1,20	1,40
Allophylus edulis (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Nieder	6	75,1	1,20	0,46	0,19	1,40
Myrcia palustris DC.	3	37,6	0,60	0,74	0,31	0,91
Solanum sp.	4	50,1	0,80	0,18	0,08	0,88
Guettarda uruguensis Cham. & Schltdl.	3	37,6	0,60	0,21	0,09	0,69
Myrsine coriacea (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	3	37,6	0,60	0,17	0,07	0,67
Myrsine umbellata Mart.	2	25,0	0,40	0,11	0,04	0,45

Espécies	NI	DeA	DeR	DoA	DoR	VC
Indeterminada 1	2	25,0	0,40	0,06	0,03	0,43
Myrrhinium atropurpureum Schott	2	25,0	0,40	0,05	0,02	0,42
Casearia sylvestris Sw.	1	12,5	0,20	0,08	0,03	0,23
Matayba elaeagnoides Radlk.	1	12,5	0,20	0,06	0,02	0,22
Indeterminada 2	1	12,5	0,20	0,05	0,02	0,22
Indeterminada 3	1	12,5	0,20	0,05	0,02	0,22
Ilex sp.	1	12,5	0,20	0,05	0,02	0,22
**Citrus* sp.	1	12,5	0,20	0,00	0,00	0,20

*espécie exótica

O valor estimado para o índice de Equabilidade de Pielou (J' = 0,783) indica que a floresta, embora pequena em área, apresenta boa heterogeneidade, sem dominância ecológica de uma ou poucas espécies. Este valor foi similar ao encontrado em áreas inventariadas por Araujo et al. (2010), em remanescentes de Floresta com Araucária. Cabe destacar que os índices de diversidade dos estudos comparados devem ser avaliados com ressalvas, devido aos diferentes critérios de inclusão, variação no desenho e esforço amostral e tamanho das florestas (SOUZA et al., 2012).

O fragmento apresenta fisionomia e composição característicos da Floresta Ombrófila Mista (FOM), e, embora as espécies típicas como *Araucaria angustifolia* e *Podocarpus lambertti* (IBGE, 2012) no momento dos levantamentos não atingiram o diâmetro mínimo necessário para a inclusão (CAP > 15 cm), foram encontradas no estrato de regeneração. Dentre as 24 espécies encontradas neste estudo (incluindo as observadas apenas no remanescente), 56% são de ocorrência exclusiva ou preferencial em FOM e 33% não são exclusivas, mas ocorrem neste tipo florestal (ver classificação de Teixeira et al., 1986). Comparando com a lista de espécies de outros estudos realizados em áreas de FOM na região Sul do país, observou-se elevada similaridade (56,5 a 78,3%) com a lista obtida nesse levantamento (LONGHI, 2006; HIGUCHI, 2012; SILVA, 2012; BOENI, 2012).

Teixeira et al. (1986) descrevem que na Serra do Sudeste são encontrados pequenos agrupamentos da Floresta Ombrófila Mista (submontana), bem como espécies pertencentes a ela, como *A. angustifolia*, *P. lambertii*, *Ilex paraguariensis* e outros, dispersos no campo ou fazendo parte de outras comunidades florestais do local. Na região de Dom Feliciano encontram-se exemplares de *A. angustifolia* de forma esparsa e descontínua, além de outras espécies típicas da FOM, como *P. lambertii*, *I. paraguariensis*, *B. salicifolius* e *D. spinescens*.

Em outros municípios da Serra do Sudeste, como Santana da Boa Vista e Canguçu, é descrita a ocorrência das mesmas espécies registradas nesse estudo, *A. angustifolia*, *P. lambertii*, *B. salicifolius*, *S. buxifolia* e outras, demonstrando assim certo padrão na composição florística.

Contudo, segundo estudos palinológicos, houve redução das áreas de campo na região Sul, verificada sobretudo nos últimos 1100 anos, assim como expansão da Floresta com Araucária após alterações no clima para condições mais úmidas. Diante disto, Pillar (2009), ressalta que a expansão natural desta floresta em muitas áreas que atualmente são utilizadas e classificadas como campos, em geral, não é possível "apenas" devido à interferência humana, como o uso do fogo para renovação de pastagens, pastoreio de animais na área e outras intervenções.

Ribeiro et al. (2012) mostraram o potencial catalisador de regeneração natural dos reflorestamentos puros com *Araucaria angustifolia*, estabelecidos em áreas de ocorrência desta espécie na Serra da Mantiqueira. O comportamento de "espécie nucleadora" ocorre desde que estejam imersos numa matriz florestal em bom estado de conservação e isolados de distúrbios, semelhante ao que sucede na irradiação de indivíduos da espécie a partir das bordas dos capões sobre os campos naturais no Planalto Meridional do Rio Grande do Sul (BARBOSA et al., 2009; PILLAR et al., 2009).

Ainda neste sentido, Overbeck et al. (2015) afirmam que, com a diminuição da pressão de pastejo, a vegetação dos campos se torna mais heterogênea, com desenvolvimento de mais estratos. Na situação de abandono, ou seja, na ausência de pastejo, as espécies arbustivas aumentam sua cobertura e a entrada de espécies arbóreas pode propiciar com o tempo uma vegetação mais fechada.

Assim, mesmo que no passado a região não tenha sido totalmente coberta por florestas, mas sim por um mosaico floresta/campo, este último restrito a solos rasos e afloramentos rochosos, é inquestionável a ocorrência de florestas tanto Estacionais como Ombrófilas Mistas em áreas atualmente classificadas como campos sulinos. Cabe destacar que no bioma Pampa as florestas são encontradas em matas ciliares, mas não estão restritas a estes ambientes, ocorrendo também na forma de capões de floresta em regiões mais altas e distantes dos cursos d'água, destacado pelo estudo de Teixeira et al. (1986), que também descrevem o avanço da floresta sobre os campos, seja sob a forma de florestas de galeria ou capões das mais variadas dimensões.

Desta forma, a dinâmica das florestas de araucárias colonizando os campos nativos representa sua volta a uma condição anterior, onde a primeira, por ser mais agressiva, consegue avançar e ocupar as áreas de campo Hueck (1953).

Portanto, a restauração florestal das áreas de preservação permanente nesta região do Rio Grande do Sul, além de encontrar subsídios na necessidade da conservação dos solos e dos recursos hídricos, é também ecologicamente correta no que diz respeito ao retorno das florestas nativas que originalmente cobriam estas áreas. Além disso, os reflorestamentos,

sejam de proteção com espécies nativas, sejam para produção comercial de madeira, são condizentes com a paisagem florestal que predominava nesta região do Rio Grande do Sul.

Análise do Solo

Os resultados das análises químicas do solo (Tabela 3) não são discrepantes entre os dois ambientes (remanescente florestal e campo), permitindo que os valores obtidos fossem enquadrados nas mesmas classes de interpretação. A disponibilidade para enxofre, de acordo com valor de fósforo remanescente, para ambos foi considerado muito bom; matéria orgânica (M.O.), cálcio trocável (Ca^{2+}), magnésio trocável (Mg^{2+}), acidez trocável (Al^{3+}), soma de bases (SB) e CTC efetiva (t), foram classificados como médio; acidez potencial (H + Al), ambos bons; CTC pH 7 (T) na floresta foi classificado como médio e no campo como bom; saturação por Al^{3+} (m) e saturação por bases (V), ambos baixos e, por fim, a acidez ativa no solo da floresta foi elevada e no campo mediana (ALVAREZ, 1999).

Tabela 3. Análises químicas e granulométricas do solo no remanescente florestal e em uma área de campo. Onde: SB = soma de bases trocáveis, t = capacidade de troca catiônica efetiva, T = capacidade de troca catiônica a pH 7,0, V = Índice de saturação por bases, m = Índice de saturação por alumínio, MO = matéria orgânica, P-rem = fósforo remanescente.

Parâmetros	Remanescente Florestal	Campo
P (mg/dm³)	7,8	3
P-rem (mg/L)	37	36,9
K (mg/dm³)	113	126
Al^{3+}(cmolc/dm³)	0,9	0,7
Ca^{2+} (cmolc/dm³)	1,54	2,01
Mg^{2+} (cmolc/dm³)	0,61	0,79
H+Al (cmolc/dm³)	5,9	7,9
SB (cmolc.dm³)	2,44	3,12
t (cmolc/dm³)	3,34	3,82
T (cmolc/dm³)	8,34	11,02
V (%)	29,3	28,3
m (%)	26,9	18,3
MO (dag/kg)	3,97	2,05
pH (água)	4,84	5,64
Areia grossa (dag/kg)	46	53
Areia fina	9	14
Silte (dag/kg)	17	14
Argila (dag/kg)	28	19
Classe Textural	Franco-Argilo-Arenosa	Franco-Arenosa

Assim, a baixa saturação de bases mostra que se tratam de solos distróficos. Em relação ao fósforo disponível, de acordo com o teor de argila, na área da floresta o valor se enquadra na classe baixo e para o campo muito baixo. Neste sentido, apesar do campo ter menor porcentagem de argila, ambos possuem praticamente o mesmo teor de fósforo remanescente, diferindo apenas no teor de fósforo disponível para as plantas, sendo menor na área campestre em questão.

Os valores similares de fertilidade do solo analisados, reforçam a hipótese de que as áreas de campo nesta região não são clímax edáficos e, sim, resultam de desmatamentos no passado, salvo as manchas de solos rasos e afloramentos. Cabe destacar que a pequena variação nos teores de alguns nutrientes entre os ambientes pode ser reflexo das diferenças de ciclagem de nutrientes entre os dois ecossistemas. Além disto, as manchas de campo originalmente nativas nesta paisagem parecem estar restritas a afloramentos rochosos e solos rasos, comuns em Neossolos que também são descritos como ocorrentes na região da Serra do Sudeste (Streck et al., 2008).

Neste sentido, no contexto da restauração florestal, além da possibilidade de identificar a situação pretérita da área ou região em termos florestais (diversidade e ocorrência das espécies), leva-se em consideração também o processo de sucessão ecológica, a manutenção da diversidade genética regional e o histórico do local. Portanto, os estudos fitossociológicos da área e levantamentos de solos, se tornam referência para futuras intervenções de restauração e utilização da flora de ocorrência local.

CONCLUSÃO

O remanescente avaliado neste estudo apresenta composição florística semelhante à de remanescentes de Floresta Ombrófila Mista tradicionalmente estudados no Rio Grande do Sul, com espécies típicas (*Podocarpus lambertii* e *Araucaria angustifolia*), que embora não tenham sido amostradas no levantamento, estavam presentes como regenerantes. A ocorrência destes remanescentes florestais seja na forma de fragmentos de Floresta Ombrófla Mista ou de matas ciliares, justifica a restauração florestal nas áreas de preservação permanente (APP) e reserva legal na região utilizando as referidas espécies encontradas neste estudo. As análises de solos sugerem que a fertilidade não seria fator de impedimento ao avanço natural da floresta sobre a área campestre analisada.

Portanto, o levantamento fitossociológico do fragmento florestal traz significativas contribuições para a valorização da biodiversidade existente no local, tornando-se referência através do conhecimento das espécies presentes neste ecossistema, permitindo assim, a restauração de forma correta e sensata do ecossistema original.

REFERÊNCIAS

1. ALVAREZ, V.V.H.; NOVAIS, .R. F.; BARROS, N. F; CATARUTTI, R. B; LOPES, A.S. Interpretação dos resultados das análises de solos. In: Ribeiro AC, Guimarães PTG, Alvarez VH, organizadores. **Recomendações para o uso de corretivos e fertilizantes em Minas Gerais:** 5ª aproximação. Viçosa: CFSEMG; 1999.

2. ARAUJO, .M. M.; CHAMI, L.; LONGHI,. SJ; AVILA, A.L; DE, BRENA, DA. Análise de agrupamento em remanescente de Floresta Ombrófila Mista. **Ciência Florestal** 2010; 20(1): 1-18.

3. BARBOSA, C.E.A; BENATO, T.; CAVALHEIRO, A.L; TOREZAN, J.M.D. Diversity of regeneration plants in reforestations with *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze of 12, 22, 35 and 43 years of age in Paraná State, Brazil. **Restoration Ecology** 2009; 17(1): 60 – 67.

4. CORDEIRO, J.L.P.; HASENACK, H. Cobertura vegetal atual do Rio Grande do Sul. In: Pillar VP et al. organizadores. **Campos sulinos: conservação e uso sustentável da biodiversidade.** Brasília: MMA; 2009.

5. CORDEIRO, J.; RODERJAN, C.V.; CURCIO, G.R. Espécies lenhosas de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista na região Centro-Sul e análise florística entre áreas florestais no Paraná. **Ambiência** 2013; 9(3): 563-588.

6. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA - EMBRAPA. **Sistema brasileiro de classificação de solos.** 2. ed. Rio de Janeiro; 2006.

7. FERREIRA, P.I.; GOMES, J.P.; BATISTA, F.; BERNARDI, A.P.; COSTA, N.C.; BORTOLUZZI, R.C.; ET AL. Espécies potenciais para recuperação de áreas de preservação permanente no Planalto Catarinense. **Floresta e Ambiente** 2013; 20(2): 73 - 182.

8. FUNDAÇÃO SOS MATA ATLÂNTICA. Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais. **Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica:** período 2008-2010. São Paulo, 2011. 120p.

9. Google Earth. [cited 2017 abr. 20]. Available from: http://earth.google.com/.

10. HASENACK, H.; CORDEIRO, J.L.P.; COSTA, B.S.C. **Cobertura Vegetal atual do Bioma Pampa**. [Relatório Técnico]. Porto Alegre: Centro de Ecologia, Instituto de Biociências/UFRGS; 2007.

11. HIGUCHI, P.; SILVA, A.C. DA.; FERREIRA, T. DE. S.; SOUZA, S.T DE.; GOMES, J.P.; SILVA, K.M. DA. ET AL. Influência de variáveis ambientais sobre o padrão estrutural e florístico do componente arbóreo em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Montana, em Lages, SC. **Ciência Florestal** 2012; 22(1): 79-90.

12. HUECK, K**.** Distribuição e habitat natural do Pinheiro-do Paraná (*Araucaria angustifolia*). **Boletim da Faculdade de Filosofia, Ciências e Letras da USP** 1953*;* 10: 5–24.

13. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Levantamento de recursos naturais do projeto Radam Brasil:** folha SH.22 Porto Alegre e parte das folhas SH 21 Uruguaiana e Si 22 Lagoa Mirim. Rio de Janeiro: IBGE; 1986.

14. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Mapa da vegetação do Brasil e Mapa de Biomas do Brasil. 1: 5.000.000 Projeção Policônica**. Rio de Janeiro; 2004.

15. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA - IBGE. **Manual técnico da vegetação brasileira**. 2. ed. Rio de Janeiro: IBGE; 2012.

16. KLAUBERG, C*;* PALUDO, G.F.; BORTOLUZZI, R.L DA. C.; MANTOVANI, A. Florística e estrutura de um fragmento de Floresta Ombrófila Mista no Planalto Catarinense. **Biotemas** 2010; 23(1): 35-47.

17. LONGHI, S.J.; ARAUJO, M.M.; KELLING, M.B.; HOPPE, J.M.; MÜLLER, I.; BORSOI, G.A. Aspectos fitossociológicos de fragmentos de floresta estacional decidual, Santa Maria, RS. **Ciência Florestal** 2000; 10(2): 59-74.

18. LONGHI, S.J.*;* BRENA, DA.; GOMES, J.F.; NARVAES, I. DA .S.; BERGER, G.; SOLIGO, A. J. Classificação e caracterização de estágios sucessionais em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista na Flona de São Francisco de Paula, RS, Brasil. **Ciência Florestal** 2006; 16(2): 113-125.

19. MARTINS, S.V.; BAUCHPIESS, C.; ARAÚJO, E.F. Ecological Restoration of Permanent Preservation Areas Through Seedling Nuclei, Rio Grande do Sul, Brasil. In: Vlieger K. Recent Advances in Ecological Restoration.New York. Editora: Nova Science Publishers, 2020.p. (2-32)

20. MARTINS, S.V**.;** MIRANDA NETO, A.; RIBEIRO, T.M. Uma abordagem sobre diversidade e técnicas de restauração ecológica. In: **Martins SV, editor. Restauração ecológica de ecossistemas degradados.** Viçosa: Editora UFV; 2015.

21. MARTINS, S.V. **Relatório de Visita Técnica**. Convênio CMPC Celulose Riograndense/LAR-F-SIF-UFV. Viçosa, MG: Universidade Federal de Viçosa, 2013.

22. MARTINS, S.V. O estado da arte da restauração florestal no Sudeste do Brasil. In: Dorr AC, Rossato MV, Rovedder APM, Piaia BB. editores. **Práticas & saberes em meio ambiente**. Curitiba: Editora Appris; 2014.

23. METZGER, J.P. Conservation issues in the Brazilian Atlantic forest. **Biological Conservation** 2009; 142(6): 1138-1140.

24. MISSOURI BOTANICAL GARDEN - MOBOT. **Tropicos Search**. [cited 2015 Jun. 20]. Available from: http://www.tropicos.org/Home.aspx.

25. MITTERMEIER, R.A.; TURNER, W.R.; LARSEN, F.W.; BROOKS, T.M.; GASCON, C. **Global Biodiversity Conservation: The Critical Role of Hotspots**. In: Zachos FE, Habel JC, editores. Biodiversity Hotspots: distribution and protection of conservation priority areas. Heidelberg: Springer; 2011.

26. MORENO, J.A. **Clima do Rio Grande do Sul: boletim Geográfico do Rio Grande do Sul.** Porto Alegre: Diretório Regional de Geografia; 1961.

27. MORO, M.F.; e MARTINS, F.R. Métodos de levantamento do componente arbóreo-arbustivo. In: Felfili, JM et al. editores. **Fitossociologia no Brasil: métodos e estudos de caso**. Viçosa, MG: UFV; 2011.

28. MUELLER-DOMBOIS D.; & ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. New York: Wiley and Sons; 1974.

29. MYERS, N.; MITTERMEIER, R.A.; MITTERMEIER, C.G.; FONSECA, G.A.B DA.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature** 2000; 403(1): 853-858.

30. NASCIMENTO, A.T.; LONGHI, S.J.; BRENA, A.D. Estrutura e Padrões de distribuição espacial de espécies arbóreas em uma amostra de Floresta Ombrófila Mista em Nova Prata, RS. **Ciência Florestal** 2001; 11(1): 105-119.

31. NEGRINI, M.; AGUIAR, M.D.; VIEIRA, C.T.; SILVA, A.C.; HIGUCHI, P. Dispersão, distribuição espacial e estratificação vertical da comunidade arbórea em um fragmento florestal no Planalto Catarinense. **Revista Árvore** 2012; 36(5): 919-929.

32. OVERBECK, G.E.; BOLDRINI, I.I,; CARMO, M.R.B. DO.; GARCIA, ÉN.; MORO, R.S.; PINTO, C.E.; ET AL. Fisionomia dos Campos. In: Pillar VP, Lange O, editores. **Os Campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS; 2015.

33. PIELOU EC. **Ecological diversity**. New York: Wiley, 1975.

34. PILLAR, V.P. Dinâmica da expansão florestal em mosaicos de floresta e campos no sul do Brasil. In: Claudino-Sales V, editor. **Ecossistemas Brasileiros: Manejo e Conservação**. Fortaleza: Expressão Gráfica e Editora; 2003.

35. PILLAR, V.P.; MÜLLER, S.C.; CASTILHOS, Z.M .DE S.; JACQUES, A.V.A. **Campos sulinos*:* conservação e uso sustentável da biodiversidade**. Brasília: MMA; 2009.

36. PILLAR, V.P.; LANGE, O. **Os campos do Sul**. Porto Alegre: Rede Campos Sulinos – UFRGS; 2015.

37. RIBEIRO, T.M.; MARTINS, S.V.; IVANAUSKAS, N.M.; POLISEL, R.T., SANTOS, R.L.R DOS. . Restauração florestal com *Araucaria angustifolia* (Bertol.) O. Kuntze no Parque Estadual de Campos do Jordão, SP: efeitos do fogo na estrutura do componente arbustivo-arbóreo. **Scientia Forestalis** 2012; 40(94): 279-290.

38. SCIPIONI, M.C.; GALVÃO, F.; LONGHI, S.J. Composição florística e estratégias de dispersão e regeneração de grupos florísticos em Florestas Estacionais Deciduais no Rio Grande do Sul. **Floresta** 2013; 43(2): 241-254.

39. SECRETARIA ESTADUAL DO MEIO AMBIENTE - SEMA-RS. **Inventário florestal contínuo do Rio Grande do Sul**. Santa Maria: UFSM, 2001. [cited 2015 marc. 10]. Available from: http://coralx.ufsm.br/ifcrs/frame.htm.

40. SEGER, C.D.; DLUGOSZ, F.L.; KURASZ, G.; MARTINEZ, D.T.; RONCONI, E.; MELO, LAN. DE. Et al.Levantamento florístico e análise fitossociológica de um remanescente de Floresta Ombrófila Mista localizado no município de Pinhais, Paraná, Brasil. **Revista Floresta** 2005; 35(2): 291-301.

41. SHEPHERD, G. J. **Fitopac 1*:* Manual do Usuário**. Campinas: Unicamp; 1995.

42. SILVA, A.C DA.; HIGUCHI, P.; AGUIAR, M.D DE.; NEGRINI, M.; NETO, J.F.; HESS, A.F. Relações florísticas e fitossociologia de uma Floresta Ombrófila Mista Montana secundária em Lages, Santa Catarina. **Ciência Florestal** 2012; 22(1): 193-206.

43. SOUZA, R.P.M.; SOUZA, V.C.; POLISEL, R.T.; IVANAUSKAS, N.M. Estrutura e aspectos da regeneração natural de Floresta Ombrófila Mista no Parque Estadual de Campos do Jordão, São Paulo, Brasil. **Hoehnea** 2012; 39(3): 387-407.

44. STRECK, E.V.; KÄMPF, N.; DALMOLIN, R.S.D.; KLAMT, E.; NASCIMENTO, P.C.; SCHNEIDER, P. ET AL. **Solos do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: UFRGS, 2008. 222 p.

45. TEIXEIRA, M.B.; COURA-NETO, A.B.; PASTORE, U.; RANGEL FILHO, A.L.R. **Vegetação: as regiões fitoecológicas, sua natureza e seus recursos econômicos** – Estudo fitogeográfico. In: Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Levantamento de recursos naturais. Rio de Janeiro; 1986.

19

Germinação e vigor de sementes de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson sob condições de estresse salino e hídrico

Daniele Cristina Pereira de **Matos**
UFPR

Séfora Gil Gomes de **Farias**
UFPI/CPCE

Moema Barbosa de **Sousa**
UFRPE

Graziele Nunes Lopes dos **Santos**
UFRPE

Raynara Ferreira da **Silva**
UFRPE

Dandara Yasmim Bonfim de Oliveira **Silva**
UNESP/FCA

Romário Bezerra e **Silva**
UFPI/CPCE

doi 10.37885/210404395

RESUMO

Pityrocarpa moniliformis é uma espécie promissora para uso em reflorestamento no nordeste brasileiro em função do elevado valor econômico e ambiental. Dentre os fatores determinantes do processo germinativo, destacam-se disponibilidade hídrica e a salinidade, condições comuns no nordeste do País. Objetivo: avaliar o desempenho germinativo de sementes de *P. moniliformis* em diferentes condições de estresse salino e hídrico. Método: O delineamento utilizado foi o inteiramente casualizado, com quatro repetições de 25 sementes cada. Para simular o estresse hídrico foram utilizadas soluções de polietileno glicol 6000 (PEG 6000) em diferentes potenciais osmóticos: 0 (tratamento controle), -0,1; -0,2; -0,4; -0,6 e -0,8 MPa. As condições de estresse salino foram simuladas utilizando soluções de NaCl (Cloreto de Sódio), $CaCl_2$ (Cloreto de Cálcio) e KCl (Cloreto de Potássio) nos potenciais osmóticos supracitados. As variáveis analisadas foram: germinação (%), índice de velocidade de germinação, comprimento da parte aérea e raiz primária, peso da matéria seca da parte aérea e sistema radicular das plântulas, plântulas anormais e sanidade das sementes. Resultados: As sementes apresentaram maior tolerância, nas fases iniciais de germinação, ao estresse salino simulado pelo o KCl do que pelo NaCl e $CaCl_2$. Os níveis crescentes de PEG 6000 (potenciais mais negativos) no meio germinativo geram reduções significativas na germinação, a partir do potencial de -0,1 Mpa. Conclusão: As sementes de *P. moniliformis* são mais sensíveis ao estresse hídrico simulado por soluções de PEG 6000 do que ao estresse salino induzido por soluções de NaCl, $CaCl_2$ e KCl.

Palavras-chave: Déficit Hídrico, Germinação, Salinidade, Vigor.

INTRODUÇÃO

Mesmo com incremento nas pesquisas, o conhecimento sobre as espécies arbóreas nativas no tocante aos aspectos ecofisiológicos da germinação de sementes ainda é limitado. O conhecimento das exigências de uma espécie na fase de germinação pode assegurar o sucesso de repovoamentos ou de ações voltadas ao manejo e conservação desses recursos, pois cada espécie apresenta características distintas para o seu estabelecimento e perpetuação (GUIMARÃES et al., 2018).

Dentre as espécies nativas a *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson, conhecida como catanduva ou angico-de-bezerro, de ocorrência no Nordeste brasileiro, alcança de 4 a 10 metros de altura, pertencente à família Fabaceae, é considerada uma espécie rústica, possui madeira pesada e com boa durabilidade natural, o que permite ser usada em pequenas obras de construção civil, marcenaria leve, cabo de ferramentas e lenha para carvão e de rápido crescimento, sendo bastante utilizada para composição de reflorestamento heterogêneo com fins preservacionistas (CORREIA et al., 2017). Também se destaca como planta forrageira e melífera (BENEDITO, 2010). Embora apresente elevada importância econômica e ambiental, é pouco utilizada em cultivos para produção em larga escala, e essa situação, em parte, se deve a pouca divulgação das potencialidades da espécie e, também, pelos insuficientes conhecimentos sobre o seu manejo (BENEDITO, 2010).

No ambiente florestal, diversos fatores influenciam a germinação das espécies. Fatores como temperaturas, luz, salinidade, excesso ou deficiência hídrica são imprescindíveis para garantir a uniformidade, velocidade e porcentagem de emergência das plantas em campo, influenciando significativamente os resultados finais e o vigor (DUTRA et al., 2016). O conhecimento dos fatores que influenciam o processo germinativo torna-se importante, pois permite que os mesmos sejam manejados com vistas a otimizar a percentagem, velocidade e uniformidade de germinação (DUTRA et al., 2016), ademais servem de subsídios para a análise, avaliação da qualidade das sementes e interpretação do comportamento ecológico das espécies em condições de campo.

A água é um dos fatores que mais influencia o processo de germinação das sementes e interfere nos processos de crescimento e desenvolvimento das plantas (TAIZ et al., 2009). Com absorção da água ocorre a reidratação dos tecidos, e consequente intensificação da respiração e das demais atividades metabólicas que resulta no fornecimento de energia e de nutrientes necessários para a retomada do crescimento do eixo embrionário (CARVALHO et al., 2012). Em plantas, o estresse hídrico provoca alterações como a diminuição do potencial hídrico foliar, o fechamento estomático, a redução de fotossíntese e da sua parte aérea, abscisão das folhas, dentre outras (FERRARI et al., 2015).

Em regiões tropicais, a água subterrânea é a principal responsável em suprir as necessidades hídricas para as espécies florestais e está sujeita a salinização frequente, por causa da alta força evaporativa do ar, que leva à saída de água da superfície do solo, tornando-a mais salinizada do que as camadas mais profundas (REGO et al., 2011). Assim, também ocorre com os solos, isso porque, o clima semiárido, com baixos índices pluviométricos e concentração das chuvas em poucos meses, além de elevadas temperaturas, provocam uma grande evaporação da água e consequente concentração de sais na superfície do solo (GARIGLIO et al., 2010).

Os efeitos dos sais no desempenho germinativo de sementes de muitas espécies nativas são conhecidos, com atuação principalmente na diminuição da porcentagem e velocidade de germinação, bem como efeito inibidor no embrião, cujo limite de tolerância é variável de espécie para espécie (SILVA et al., 2019).

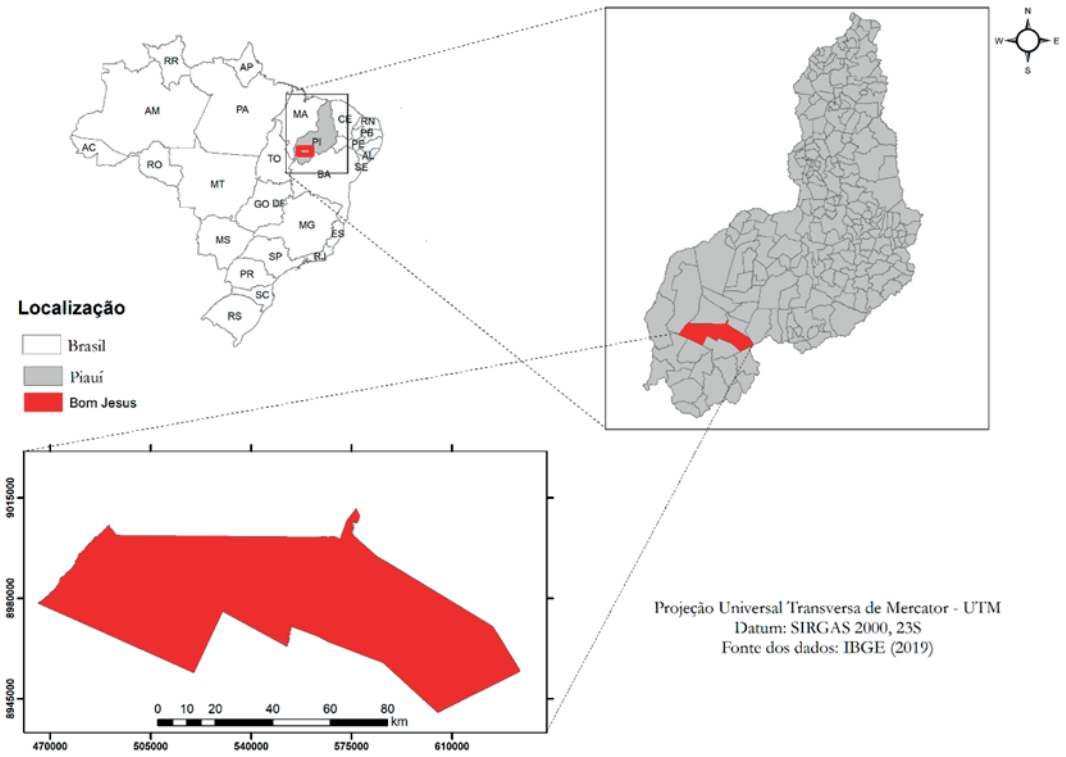
Uma vez que, o aumento da salinidade dos solos está associado à diminuição da disponibilidade hídrica, ao ponto de inibir a germinação de sementes e afetar o vigor de plântulas, torna-se relevante conhecer a tolerância das espécies florestais a tais condições ambientais por meio de estudos de germinação e desenvolvimento inicial das plântulas de espécies nativas, sobretudo, aquelas com potencial de uso em projetos de reposição da cobertura vegetal em áreas degradadas (BETONI et al., 2011) e com grande potencial econômico, a exemplo da *Pityrocarpa moniliformis*..

Nessa perspectiva, conhecer o comportamento de espécies nativas em meio às adversidades ambientais, evidencia suas particularidades e limitações, contribuindo para indicações de uso dessas espécies em trabalhos de reflorestamento para fins de restauração e/ou produção. Partindo desse contexto, objetivou-se com o estudo avaliar a germinação e o vigor de sementes e plântulas de *P. moniliformis*, submetidas a diferentes condições de estresses salino e hídrico.

MÉTODO

As sementes utilizadas foram provenientes da coleta de frutos em 15 árvores matrizes, localizadas em áreas de vegetação de transição cerrado-caatinga, no município de Bom Jesus-PI (Figura 1). Após a coleta, os frutos foram conduzidos no Laboratório de Ecofisiologia Florestal da Universidade Federal do Piauí, *Campus* Professora Cinobelina Elvas (CPCE), para extração e beneficiamento das sementes. Antes da instalação dos experimentos as sementes foram submetidas à quebra de dormência pelo o método de escarificação química com ácido sulfúrico por 20 minutos, conforme indicações de Azerêdo et al. (2010). As sementes foram desinfestadas usando solução de hipoclorito de sódio a 5% durante cinco minutos, posteriormente, foram lavadas em água corrente e por fim em água destilada.

Figura 1. Mapa de localização do município de Bom Jesus Piauí, local onde as árvores matrizes foram selecionadas para coleta das sementes de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W.Jobson.



Fonte: os autores.

Os tratamentos foram dispostos em delineamento experimental inteiramente casualizado (DIC), com quatro repetições de 25 sementes cada, totalizando 100 sementes por tratamento, em esquema fatorial 4 x 6, onde o primeiro fator, correspondeu aos agentes osmóticos (PEG 6000, Cloreto de Sódio (NaCl), Cloreto de Cálcio ($CaCl_2$) e Cloreto de Potássio (KCl) e o segundo fator, referente aos potenciais osmóticos (0 (controle); -0,1; -0,2; -0,4; -0,6 e -0,8 Mpa).

Para simular o estresse hídrico utilizou-se soluções de PEG 6000 preparadas conforme recomendações de Villela et al. (1991), nos seguintes potenciais osmóticos: 0 (controle); -0,1; -0,2; -0,4; -0,6 e -0,8 MPa. Para simular condições de estresse salino, foram usadas soluções de NaCl, $CaCl_2$ e KCl, preparadas de acordo com a fórmula proposta por Van't Hoff (SALISBURY; ROSS, 1992), com concentrações correspondendo aos mesmos potenciais osmóticos utilizados na simulação do estresse hídrico.

A semeadura foi realizada sobre duas folhas do substrato papel mata borrão, sendo este previamente autoclavado a 120ºC por duas horas e alocado, posteriormente, em caixas plásticas transparentes (gerbox) de 11 cm x 11 cm x 3 cm, com tampa. Após a semeadura o substrato foi umedecido com as soluções (de acordo com cada tratamento) na proporção de 2,5 vezes o peso do papel seco (BRASIL, 2009). As caixas gerbox foram acondicionas em germinador do tipo *Biochemical Oxigen Demand* (B.O.D.), este previamente ajustado à

temperatura 25°C e fotoperíodo 12 horas. A cada 48 horas, quando necessário foi realizada a troca do papel com novas soluções, para não alterar as concentrações.

O número de sementes germinadas foi avaliado diariamente até o 20° dia após a semeadura, adotando-se como critério de germinação, o surgimento da radícula, hipocótilo e folhas cotiledonares (BRASIL, 2009).

As variáveis avaliadas foram:

– Germinação (%) - correspondente à porcentagem total de sementes germinadas até a estabilização da mesma;
– Índice de Velocidade de Germinação (IVG) - calculado empregando-se a fórmula proposta por Maguire (1962):

$$IVG = \frac{\sum Ni}{Di}$$

Em que: Ni = número de sementes germinadas por dia; Di = número de dias após a semeadura;

– Comprimento de raiz primária e parte aérea das plântulas - ao final do teste de germinação realizou-se a medição do comprimento da raiz primária e da parte aérea de plântulas normais de cada repetição, com uma régua graduada em (cm). O comprimento médio foi obtido somando-se as medidas de cada parte da plântula (raiz e parte aérea), em cada repetição, dividindo, a seguir, pelo número de plântulas normais mensuradas, sendo os resultados expressos em cm. plântula^{-1} (NAKAGAWA, 1999).
– Massa seca do sistema radicular e parte aérea das plântulas -após a mensuração do comprimento da raiz primária e da parte aérea das plântulas, foram separados a parte aérea do sistema radicular com o auxílio de uma lâmina, as mesmas foram colocadas em sacos de papel tipo kraft, separadas e previamente identificadas, e levadas a estufa a 60º C durante 24 horas. Posteriormente, realizou-se a pesagem da massa seca do sistema radicular e parte aérea de plântulas (g) para cada repetição em uma balança analítica de 0,001g de precisão, sendo os resultados médios expressos em mg. plântula^{-1} (NAKAGAWA, 1999).
– Número de plântulas anormais - De acordo com Brasil (2009), plântulas com desenvolvimento fraco, ou com distúrbios fisiológicos, ou com estruturas atrofiadas são classificadas como anormais. Calculou-se o percentual de plântulas anormais, considerando para tanto, as que apresentaram estruturas atrofiadas de raiz e/ou parte aérea inferior a 1cm.

- Sanidade das sementes após a semeadura – Foram contabilizadas o número de sementes (%) que apresentaram agentes patogênicos nas suas estruturas após a semeadura.

Para a análise estatística, os dados foram submetidos ao teste de normalidade (Lilliefors) e de homogeneidade das variâncias (Cochran), ao verificar a não necessidade de transformação dos dados, realizou-se as análises de variância (ANOVA). Para os efeitos quantitativos foi realizada análise de regressão, sendo selecionado para expressar o comportamento de cada variável o modelo de melhor ajuste, com base na significância dos regressores. As análises foram realizadas empregando o software STATISTIC 8.0 (Statsoft Inc., 2008), sendo os gráficos editados no software Microcal Origin 8.0.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Houve interação significativa dos fatores testados para todas as variáveis analisadas ($p \leq 0,05$) (Tabela 1).

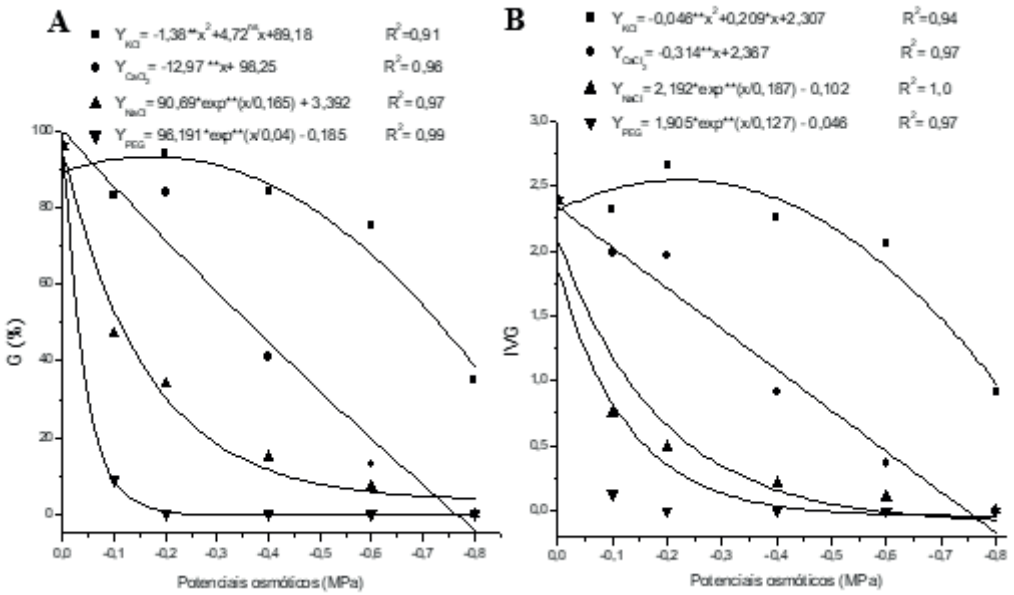
Tabela 1. Quadrados médios, efeito de diferentes agentes osmóticos e diferentes potenciais osmóticos no desempenho fisiológico de sementes de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson.

Fontes de Variação	Quadrados Médios					
	%G	IVG	CPA	CR	MSPA	MSR
Agentes osmóticos	16281,7**	13,4**	9,59**	6,18**	33,19**	9,69**
Potenciais osmóticos	14848,6**	8,88**	9,21**	18,31**	115,37**	50,09**
Agentes x Potenciais	1577,55**	1,12**	1,59**	1,08**	7,68**	2,92**
Erro	78,55	0,071	0,294	0,088	0,669	0,566
CV (%)	19,55	24,02	44,38	23,32	29,46	39,78

**Significativo a 1%; %G: Germinação; IVG: Índice de velocidade de germinação; CPA: Comprimento da parte aérea; CR: Comprimento da raiz Primária; MSPA: Massa seca da parte aérea e MSR: Massa Seca do sistema radicular).
Fonte: os autores.

No que se refere à germinação, observa-se na Figura 2A, que as sementes de *P. moniliformis* apresentaram respostas diferentes em relação as fontes salinas utilizadas para simulação do estresse salino. Os resultados demonstram que a espécie em estudo, apresenta menor tolerância ao estresse salino simulado pelo NaCl e $CaCl_2$ na fase de germinação, com reduções de cerca de 45% e 30% a partir das concentrações de -0,1 MPa e -0,4 Mpa, respectivamente, moderada tolerância ao KCl, apresentando reduções na germinação de 40%, apenas para a concentração de -0,8 Mpa. Comportamentos semelhantes foram encontrados por Dutra et al. (2017) para *Peltophorum dubium* (Sprengel) Taubert, Santos-Junior e Silva (2020) para *Samanea tubulosa* (Benth.) Barneby & J. W., e Lucchesse et al. (2018) para *Toona ciliata* M. ROEM. var. *australis*.

Figura 2. Porcentagem de germinação (G) (A) e Índice de Velocidade de Germinação (IVG) (B) de sementes de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson em função de diferentes concentrações em soluções de NaCl, $CaCl_2$, KCl e PEG 6000.



Fonte: os autores.

Em relação ao estresse hídrico simulado pelo PEG 6000 (Figura 2A), observa-se que houve germinação apenas no tratamento controle e na concentração de -0,1 MPa. Os resultados demonstram que a espécie em estudo, apresenta baixa tolerância ao estresse hídrico na fase de germinação, com reduções de cerca de 90% a partir da concentração de -0,1 MPa em relação ao tratamento controle. Esse resultado corrobora ao encontrado Felix et al. (2018) para *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit, Leal et al. (2020) para *Combretum leprosum* Mart. e Duarte et al. (2018) para *Anadenanthera colubrina* (Vell.).

Nos potenciais mais negativos, para todas as fontes salinas e PEG 6000, constatou-se redução da velocidade de germinação (Figura 2B). O aumento de sais diminui os potenciais osmóticos das células proporcionando restrição hídrica, tal consequência resulta na diminuição da velocidade de germinação nos potenciais -0,1 MPa para o NaCl (0,75), -0,4 MPa para o $CaCl_2$ (0,90), -0,8 MPa para o KCl (0,91) e -0,1 MPa para o PEG 6000 (0,13), sendo que o controle (0 MPa) apresentou IVG de 2,39.

A diminuição da porcentagem de germinação das sementes em soluções salinas pode estar ligada a dificuldade de absorção da água, devido a potenciais osmóticos muito negativos, especialmente no início da embebição, influenciando a absorção de água, o que pode inviabilizar a sequência de eventos relacionados ao processo germinativo (SILVA et al., 2019). A presença de sais interfere no potencial hídrico do meio, restringindo o gradiente de potencial entre o meio germinativo e a superfície da semente, diminuindo a captação de água pela semente, e consequentemente afetando as taxas de germinação (VIÇOSI et al., 2018).

A redução da germinação de sementes submetidas ao estresse hídrico, possivelmente, estar relacionado à redução da atividade enzimática, com consequente redução do desenvolvimento do eixo embrionário, sendo que, para cada espécie, existe um valor de potencial hídrico crítico, abaixo do qual a germinação não ocorre (SOUSA, 2017).

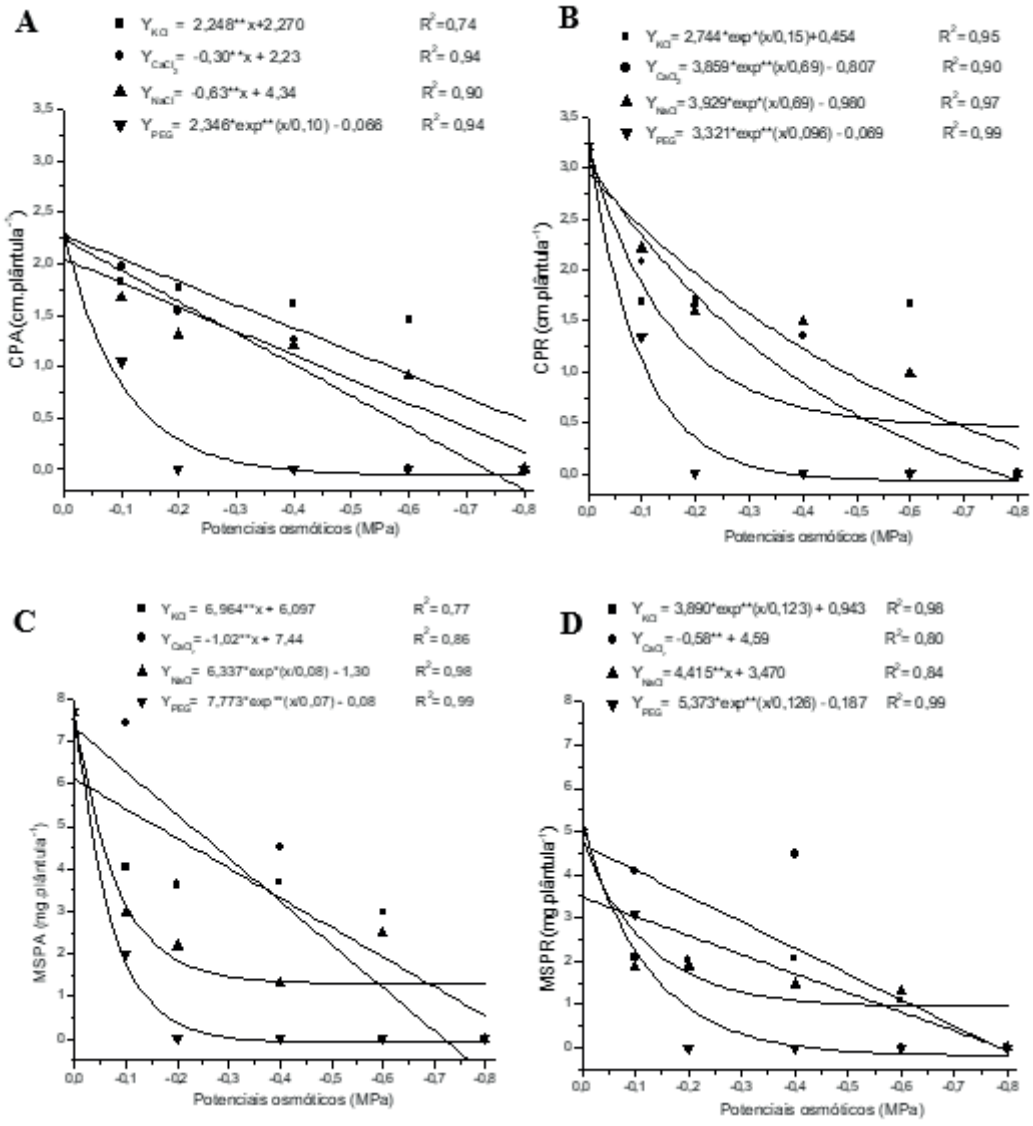
De acordo com Freire (2000) altas concentrações dos íons de Na^+ (sódio) e Cl^- (cloro) afetam a atividade enzimática das células, pois causa intumescimento do protoplasma provocando alterações quantitativas e qualitativas no metabolismo, o que resulta em baixa produção. Além disso, Larcher (2006) relata que o excesso dos mesmos no citoplasma ocasiona distúrbios em relação ao balanço iônico de K^+ (potássio) e Ca^{2+} (Cálcio), bem como no efeito específico dos íons sobre as enzimas e membranas. Os íons Ca^{2+} são essenciais na conservação da integridade da membrana plasmática e contribuem para a diminuição do extravasamento de K^+, o qual é responsável pela síntese de proteínas, amido e ativação de muitas enzimas no processo germinativo (CATALAN et al., 1994; FRANCO et al., 1999).

Segundo Bansal et al. (1980) a velocidade dos processos metabólicos e bioquímicos é reduzida, inibindo a germinação das sementes e interferindo na embebição e no alongamento celular do embrião. Complementando tal pensamento, (JELLER et al., 2001), afirmaram que o aumento do estresse ambiental, em geral, leva inicialmente a um decréscimo na velocidade de germinação e só posteriormente vem afetar a germinação das sementes.

Entretanto, segundo Fanti e Perez (2004) o estresse hídrico em condições naturais, pode agir de forma positiva no estabelecimento das espécies, pois provoca um atraso considerável no tempo de germinação das sementes. Dessa maneira, a germinação é distribuída no tempo e no espaço, aumentando as chances de as plântulas encontrarem condições ambientais adequadas ao estabelecimento e desenvolvimento (BEWLEY; BLACK, 1994).

O desenvolvimento inicial das plântulas avaliado pelo comprimento da parte aérea e da raiz primária, massa seca da parte aérea e sistema radicular, apresentaram resultados semelhantes a partir dos potenciais osmóticos menos negativos, com reduções significativas se comparadas ao controle, tanto para as condições de estresse salino quanto para às condições de déficit hídrico (Figura 3).

Figura 3. Comprimento da parte aérea (A); Comprimento da raiz primária (B); Massa seca da parte aérea (C) e massa seca do sistema radicular (D) de plântulas de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson em função de diferentes concentrações em soluções de NaCl, $CaCl_2$, KCl e PEG 6000.



Fonte: os autores.

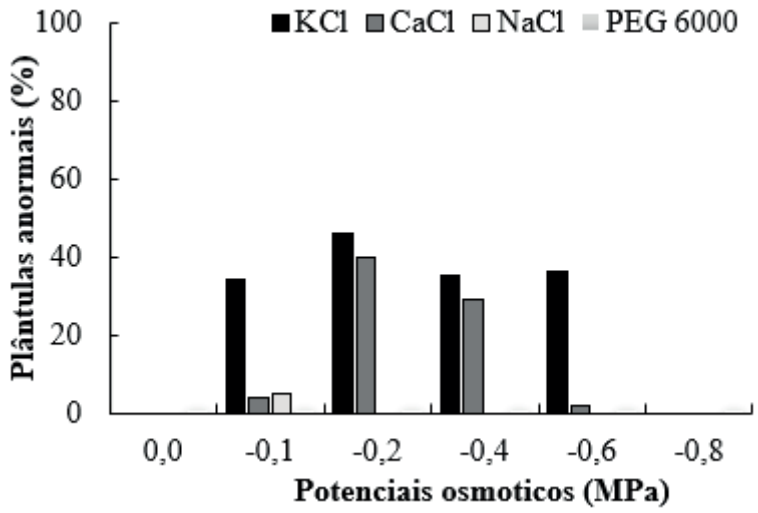
Os valores médios de o comprimento da parte aérea e comprimento da raiz primária foram de 1,0 cm e 1,28 cm para NaCl, 1,59 cm e 1,69 cm para o $CaCl_2$, 1,66 cm e 1,16 cm para o KCl e 1,05 cm e 1,35 cm para o PEG 6000, respectivamente. O tratamento controle apresentou 2,25 cm na parte aérea e 3,21 cm na raiz primária (Figura 3). A massa seca da parte aérea e do sistema radicular apresentaram valores médios de 2,23 mg e 1,63 mg para o NaCl, 5,19 mg e 3,52 mg para o $CaCl_2$, 3,57 mg e 1,80 mg para o KCl,1,98 mg e 3,05 mg para o PEG 6000 e 7,67 mg e 5 mg para tratamento controle. Assim como no presente trabalho, Nicolau et al. (2020), observaram reduções significativas no vigor de *Mimosa caesalpiniaefolia* Benth. e *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R. W. Jobson submetidas a estresse osmótico com o aumento das concentrações. Ramalho et al. (2020), para

Piptadenia moniliformis Benth. Também observaram resultados semelhantes ao submeterem a semente da referida espécie ao estresse salino com potenciais -0,3; -0,6; -0,9 e -1,2 MPa.

Segundo Bewley e Black (1994) a redução da massa seca de plântulas face à restrição hídrica se dá devido à demanda dos processos fisiológicos e biológicos ou pela dificuldade de hidrólise e a mobilização das reservas armazenadas nas sementes. A redução na absorção de água pelas sementes pode ser caracterizada por menores comprimentos de plântula e menor acúmulo de matéria seca (KERBAUY, 2004). Dessa forma, efeitos deletérios das maiores concentrações desta solução na germinação e no desenvolvimento de plântulas. A redução do crescimento é um dos efeitos mais evidente do estresse salino sobre as plantas (LOPES et al., 2014).

Os tratamentos com os sais KCl e $CaCl_{2,}$ apresentaram maior número de plântulas anormais, a partir do potencial -0,1 MPa para o KCl (34%) e -0,2 MPa para o $CaCl_2$ (40%), as quais não foram consideradas para fins de avaliação do comprimento da parte aérea e raiz primária, e da massa seca da parte aérea e do sistema radicular (Figura 4). Nos potenciais 0 e -0,1 MPa com o PEG 6000, únicos potenciais que ocorreu germinação, não apresentou plântulas anormais. Comportamento também observado por Cruz et al. (2020) para *Ochroma pyramidale* (Cav.) Urb., submetidas a condições de estresse osmótico nos potenciais de 0,0 (controle); -0,1; -0,2; -0,4; -0,6 e -0,8 MPa.

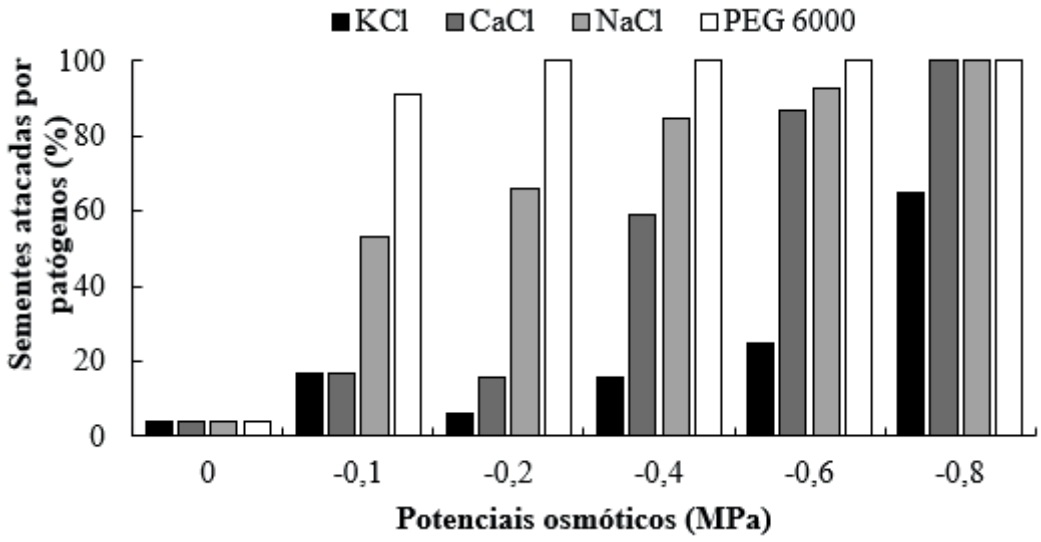
Figura 4. Porcentagem de plântulas anormais de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson em função de diferentes concentrações em soluções de NaCl, CaCl2, KCl e PEG 6000.



Fonte: os autores.

Em todos os tratamentos com os agentes osmóticos, houve uma grande incidência de patógenos (fungos), impossibilitando a germinação de muitas das sementes (Figura 5), principalmente com os agentes NaCl e PEG 6000 a partir do potencial -0,1 Mpa (53% e 91%, respectivamente).

Figura 5. Porcentagem de sementes de *Pityrocarpa moniliformis* (Benth.) Luckow & R.W. Jobson atacadas por patógenos em função de diferentes concentrações em soluções de NaCl, $CaCl_2$, KCl e PEG 6000.



Fonte: os autores.

De acordo Bewley e black (1994) a hidratação da semente acarreta a liberação de solutos (açúcares, ácidos orgânicos, aminoácidos e íons) que, por sua vez, estimulam o crescimento de patógenos, causando a morte das sementes, além disso, as sementes submetidas às condições de estresse hídrico demoraram mais para germinar, ficando susceptíveis a incidência de fungos. Conforme pode-se observar na figura 2, onde os potenciais em que ocorreu germinação (0 e -0,1Mpa) apresentaram resultados no IVG de 0,13 para -0,1 MPa enquanto no potencial de 0 MPa o IVG foi de 2,39.

CONCLUSÃO

As sementes de *P. moniliformis* apresentam maior tolerância, nas fases iniciais de germinação, ao estresse salino simulado pelo o KCl (-0,8 MPa) do que pelo NaCl (-0,2 MPa) e $CaCl_2$ (-0,4 MPa).

Níveis crescentes de PEG 6000 (potenciais mais negativos) no meio germinativo geram reduções significativas na germinação e no vigor de sementes de *P. moniliformis*, com limite máximo de germinação no potencial de -0,1 MPa.

As sementes de *P. moniliformis* são mais sensíveis ao estresse hídrico simulado por soluções de PEG 6000 do que ao estresse salino induzido por soluções de NaCL e $CaCL_2$.

REFERÊNCIAS

1. AZEREDO, G. A. D.; PAULA, R. C. D.; VALERI, S. V.; MORO, F. V. Superação de dormência de sementes de *Piptadenia moniliformis* Benth. **Revista Brasileira de Sementes**, v. 32, n. 2, p. 49-58, 2010.

2. BANSAL, R. P.; BHATI, P. R.; SEN, D. N. Differential specificity in water imbibition of Indian arid zone seeds. **Biologia Plantarum**, v. 22, n. 5, p. 327-331, 1980.

3. BENEDITO, C. P. **Armazenamento e viabilidade de sementes de catanduva** (*Piptadenia moniliformis* Benth.). 2010. 63f. Dissertação (Mestrado em Fitotecnia) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2010.

4. BETONI, R.; SCALON, S. D. P. Q.; MUSSURY, R. M. Salinity and temperature in the germination and vigor of *Guazuma ulmifolia* LAM. (Sterculiaceae) seeds. **Revista Árvore**, v. 35, n. 3, p. 605-616, 2011.

5. BEWLEY, J. D.; BLACK, M. **Seeds: physiology of development and germination**. 2 ed. New York: Plenum Press. 445p, 1994.

6. BRASIL. Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento. **Regras para análise de sementes**. Brasília: MAPA/ACS. 398p, 2009.

7. CARVALHO, N. D.; NAKAGAWA, J. **Sementes: ciência tecnologia e produção**. 5. ed. Jaboticabal: FUNEP, 590p, 2012.

8. CATALÁN, L.; BALZARINI, M.; TALEISNIK, E.; SERENO, R.; KARLIN, U. Effects of salinity on germination and seedling growth of *Prosopis flexuosa* (DC). **Forest ecology and Management**, v. 63, n. 2-3, p. 347-357, 1994.

9. CORREIA, L. A. S.; MEDEIROS, J. A. D.; SILVA, A. B.; SANTOS FERRARI, C.; PACHECO, M. V. Qualidade fisiológica de sementes de catanduva sob infestação de *Callosobruchus maculatus* (Coleoptera: Bruchidae). **Revista Agropecuária Técnica**, v. 38, n. 2, p. 65-70, 2017.

10. CRUZ, V. D. S.; YAMASHITA, O. M.; KARSBURG, I. V.; CARVALHO, M. A. C.; DALLACORT, R.; ROSSI, A. A. B.; SILVA, I. V. Efeito da salinidade na germinação e desenvolvimento de plântulas de *Ochroma pyramidale*. **Nativa**, v. 8, n. 2, p. 239-245, 2020.

11. DUARTE, M. M.; KRATZ, D.; CARVALHO, R. L. L.; NOGUEIRA, A. C. Influência do estresse hídrico na germinação de sementes e formação de plântulas de angico branco. **Advances in Forestry Science**, v. 5, n. 3, p. 375-379, 2018.

12. DUTRA, A. F.; ARAUJO, M. M.; RORATO, D. G.; MIETH, P. Germinação de sementes e emergência de plântulas de *Luehea divaricata* Mart. et. Zucc. em diferentes substratos. **Ciência Florestal**, v. 26, n. 2, p. 411-418, 2016.

13. DUTRA, T. R.; MASSAD, M. D.; MOREIRA, P. R.; RIBEIRO, É. S. M. Efeito da salinidade na germinação e crescimento inicial de plântulas de três espécies arbóreas florestais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 37, n. 91, p. 323-330, 2017.

14. FANTI, S. C.; PEREZ, S. C. J. G. D. A. Processo germinativo de sementes de paineira sob estresses hídrico e salino. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 39, n. 9, p. 903-909, 2004.

15. FELIX, F. C.; ARAÚJO, F. S.; SILVA, M. D.; FERRARI, C. S.; PACHECO, M. V. Estresse hídrico e térmico na germinação de sementes de *Leucaena leucocephala* (Lam.) de Wit. **Revista Brasileira de Ciências Agrárias**, v. 2, n. 13, p. e5515, 2018.

16. FERRARI, E.; da PAZ, A.; da SILVA, A. C. Déficit hídrico e altas temperaturas no metabolismo da soja em semeaduras antecipadas. **Nativa**, v. 3, n. 1, p. 67-77, 2015.

17. FRANCO, O. L.; ENÉAS FILHO, J.; PRISCO, J. T.; GOMES FILHO, E. Effects of $CaCl_2$ on the growth and osmoregulation accumulation in NaCl stressed cowpea seedlings. **Revista Brasileira de Fisiologia Vegetal**, v. 11, n. 3, p. 145-151, 1999.

18. FREIRE, A. L. O. **Fixação do nitrogênio, crescimento e nutrição mineral de leucena sob condições de salinidade**. 2000. 92f. Tese (Doutorado em Agronomia) - Universidade Estadual Paulista, São Paulo, 2000.

19. GARIGLIO, M. A.; SAMPAIO, E. D. S.; CESTARO, L. A.; KAGEYAMA, P. Y. **Uso sustentável e conservação dos recursos florestais da Caatinga.** Serviço Florestal Brasileiro. 2 ed. Brasília: SFB. 369p, 2010.

20. GUIMARÃES, L. A. D. O. P.; DARIVA, M. D.; OLIVEIRA, S. B. D.; BELLON, A. A.; MENDONÇA, G. C. D. Germinação de sementes e vigor de plântulas de *Myrciaria glazioviana* submetidas a sombreamentos. **Rodriguésia**, v. 69, n. 4, p. 2237-2243, 2018.

21. JELLER, H.; PEREZ, S. C. J. G. D. A. Efeitos dos estresses hídrico e salino e da ação de giberelina em sementes de *Senna spectabilis*. **Ciência Florestal**, v. 11, n. 1, p. 93-104, 2001.

22. KERBAUY G. B (2004.). **Fisiologia vegetal**. Editora Guanabara Koogan Rio de Janeiro: EGK. 250-278p, 2004.

23. LARCHER, W. **Ecofisiologia vegetal**. São Carlos: Rima, Artes e Textos, 2000, 531p.

24. LEAL, C. C. P.; TORRES, S. B.; DANTAS, N. B. D. L.; AQUINO, G. S. M.; ALVES, T. R. C. Water stress on germination and vigor of 'mofumbo' (*Combretum leprosum* Mart.) seeds at different temperatures. **Revista Ciência Agronômica**, v. 51, n. 1, 2020.

25. LOPES, K. P.; NASCIMENTO, M. D. G. R.; BARBOSA, R. C. A.; COSTA, C. C. Salinidade na qualidade fisiológica em sementes de *Brassicas oleracea* L. var. itálica. **Semina: Ciências Agrárias**, v. 35, n. 5, p. 2251-2259, 2014.

26. LUCCHESE, J. R.; BOVOLINI, M. P.; HILGERT, M. A.; BROSE, C. B.; AVRELLA, E. D.; LAZAROTTO, M. Estresse salino e hídrico na germinação e crescimento inicial de plântulas de *Toona ciliata* M. ROEM. var. *australis*. **Ciência Florestal**. v. 28, n. 1, p. 141-149, 2018.

27. MAGUIRE J. D. Speed of germination aid in selection and evaluation for seeding emergence and vigor. **Crop Science**, v. 2, n. 2, p. 176-177, 1962.

28. NAKAGAWA, J. Testes de vigor baseados no desempenho das plântulas. **Vigor de sementes: conceitos e testes. Londrina: ABRATES**, v. 1, p. 1-24, 1999.

29. NICOLAU, J. P. B.; SILVA, F. E. D.; FELIX, F. C.; TORRES, S. B.; PACHECO, M. V.; PEREIRA, M. D. Discontinuous hydration on the germination of *Mimosa caesalpiniifolia* and *Pityrocarpa moniliformisseeds* under water stress. **Revista Caatinga**, v. 33, n. 2, p. 555-561, 2020.

30. RAMALHO, L. B.; BENEDITO, C. P.; PEREIRA, K. T. O.; SILVA, K. C. N.; MEDEIROS, H. L. D. S. Hidrocondicionamento de sementes de *Piptadenia moniliformis* Benth. e seus efeitos sobre a tolerância ao estresse salino. **Ciência florestal**, v. 30, n. 1, p. 221-230, 2020.

31. REGO, S. S.; FERREIRA, M. M.; NOGUEIRA, A. C.; GROSSI, F.; SOUSA, R. K.; BRONDANI, G. E.; SILVA, A. L. L. Estresse hídrico e salino na germinação de sementes de *Anadenanthera colubrina* (Veloso) Brenan. **Journal of Biotechnology and Biodiversity**, v. 2, n. 4, p. 37-42, 2011.

32. SALISBURY F. B.; ROSS, C. W. **Plant physiology and plant cells**. In F. SALISBURY (Ed.), Plant Physiology (pp. 3-26). Belmont, California: Wadsworth Publishing Co Wadsworth Publishing Company, 3-26, 1997.

33. SANTOS JUNIOR, R. N.; GOMES, S. A. Estresse osmótico na germinação de sementes de *Samanea tubulosa* (Benth.) Barneby & J. W. Grimes. **Ciência Florestal**, v. 30, n. 4, p. 971-979, 2020.

34. SILVA, D. C. D.; ALVES, E. U.; SANTOS-MOURA, S. D. S.; URSULINO, M. M.; ARAÚJO, L. R. D. Estresse salino e diferentes temperaturas alteram a fisiologia em sementes de *Clitoria fairchildiana* Howard. **Ciência Florestal**, v. 29, n. 3, p. 1129-1141, 2019.

35. SOUSA, E. C. **Germinação e vigor de sementes de** *Mimosa caesalpiniifolia* Benth. **sob estresse hídrico e salino**. 2017. 63f. Dissertação (Mestrado em Ambiente, Tecnologia e Sociedade) - Universidade Federal Rural do Semi-Árido, Mossoró, 2017.

36. STATSOFT INC. Statistica data alanysis system version 8.0. Tulsa: Statsoft Inc. 2008.

37. Taiz L et al. **Plant Physiology**. 2. ed. Sunderland: Sinauer Associates, 792p, 2009.

38. VIÇOSI, K. A.; SILVA, E. C.; SANTOS, G. C. Germinação e vigor de sementes de couve-flor submetido a estresse hídrico simulado. **Biodiversidade**, v. 17, n. 2, p. 16-21, 2018.

39. VILLELA, F. A.; DONI FILHO, L.; SEQUEIRA, E. L. **Tabela de Potencial Osmótico em Função da Concentração de Polietilleno Glicol 6.000 e da Temperatura**. Área de Informação da Sede-Artigo em periódico indexado (ALICE), 12p, 1991.

20

Indicadores ambientais para uso regional no Rio Santa Maria da Vitória visando o acompanhamento da qualidade da água

Julielza Betzel **Baldotto**
FARESE

Gemael Barbosa **Lima**
FARESE

Wanderson de Paula **Pinto**
FARESE

10.37885/210504485

RESUMO

As diversas fontes de poluição originadas de atividades antrópica intensificam cenários em situação de alerta quanto à diminuição dos recursos hídricos. Para acompanhar esses processos que podem deteriorar nossas águas foram desenvolvidas ferramentas de análises físicas, químicas e biológicas. Esse texto é resultado de uma análise biológica juntamente a uma físico-química, visando o acompanhamento da qualidade da água no rio Santa Maria da Vitória-ES, pelo fato de que, esse vem sofrendo ao longo dos anos com ocupações marginais irregulares, uso intensivo de agroquímicos, além de atividades em barramentos para fins elétricos. Para realizar as análises, organismos macroinvertebrados foram coletados ao longo de cinco pontos do rio em quatro campanhas, duas no período seco de 2016 e duas no período chuvoso 2016-2017. Sobre o quantitativo de indivíduos capturados aplicou-se o índice Biological Monitoring Work Party Score System (BMWP) como forma de qualificar as águas do rio. Dados adquiridos com o índice biológico foram comparados com os dados de qualificação de água segundo o Índice de Qualidade da Água (IQA). Os resultados dessa averiguação demonstraram divergências entre o BMWP e o IQA. Em que, o primeiro índice classificou três como excelentes, um como bom e um ponto como ruim. Já o IQA classificou todas as localidades como boas. No entanto, medidas estatísticas e concentrações de nutrientes presentes na água corroboram com o resultado do BMWP. Diante deste quadro, o índice biótico apresentou resultados de interesse para análises de qualidade da água. Porém, se faz necessária uma avaliação ampliada ao longo do tempo para o descarte de possíveis erros e incertezas sobre as amostras.

Palavras-chave: Macroinvertebrados, BMWP, PAR, IQA.

INTRODUÇÃO

A água é um recurso natural renovável, seu uso indevido ocasiona perda de características essenciais como a autodepuração. Assim, é possível que com certo grau de poluição adquirida seu aproveitamento seja impossibilitado.

Um exemplo de carga poluente entrante no ambiente aquático advém com o mau uso e ocupação do solo, a exemplo do carreamento de sedimentos para os rios. Essa falta de planejamento quanto ao uso do solo influencia diretamente a vida e sobrevivência das comunidades aquáticas, vez que há interações diretas entre esses ambientes, solo-água.

Nesse sentido, as comunidades aquáticas tornam-se fontes essenciais de informação sobre os eventos ocorridos no entorno e no próprio rio. A vida aquática de um ambiente em equilíbrio é diversa e com perturbações ocorre proliferação de algumas espécies em detrimento de outras. Assim, podemos monitorar os indivíduos presentes no ecossistema para realização de análises de cargas poluentes.

Para Cunha e Calijuri (2010) o monitoramento ambiental é importante por permitir, em longo prazo, o conhecimento e evolução da qualidade das águas por meio da quantificação de variáveis físicas, químicas e biológicas. Dessa forma, é possível realizar o diagnóstico ambiental da bacia hidrográfica estudada e visualizar os impactos antrópicos ocorridos de maneira espacial e temporal.

Silva *et al*. (2015) destacam que historicamente ocorreu uma mudança nos padrões de monitoramento da qualidade da água, havendo hoje, uma interação entre os cálculos e a biologia dos processos. Assim, vários índices bióticos foram criados e utilizados para diagnosticar os ecossistemas. Os autores ainda ressaltam que as avaliações biológicas dos corpos d'água são indispensáveis, vez que estas conseguem detectar e apresentar respostas até para pequenas variações do ambiente.

Uma das ferramentas de monitoramento das condições aquáticas de simples aplicação é o PAR (Protocolo de Avaliação Rápida), que avalia o nível de preservação do meio. Esse quantifica fatores como o odor da água e do sedimento, o tipo de atividade marginal ao rio, a presença erosiva e de assoreamento, o nível de extensão da mata ciliar, a cobertura vegetal existente, a largura de corredeiras e remansos. Todo o formulário é respondido de forma a identificar e interpretar as condições ecológicas da bacia (CALLISTO *et al*., 2002).

O BMWP (Biological Monitoring Work Party Score System) é um índice biótico possuidor de resultados confiáveis, sendo de rápida e fácil aplicabilidade, com economia de tempo, que rende bons resultados quando se avalia a situação das águas de um rio (ALBA-TERCEDOR e SÁNCHEZ-ORTEGA, 1988; JUNQUEIRA e CAMPOS, 1998; SILVEIRA, 2004).

Junqueira e Campos (1998) adaptaram o índice biótico BMWP para a região do rio das Velhas-MG, no intuito de determinar o grau de decomposição que os mesmos realizam.

Para tanto, relacionaram o índice com as características físico-químicas da água, o teor de matéria orgânica e a frequência de ocorrência dos macroinvertebrados.

Hepp *et al*. (2007) na avaliação da qualidade da água na bacia hidrográfica do rio Erechim-RS afirmam que o índice biótico BMWP apresenta uma correlação positiva com o IQA (Índice de Qualidade da Água). Já Andrade, Freitas e Eleutério (2020) analisando a bacia degrada de Córrego Segredo-MS encontraram divergência entre esses índices. Segundo os autores o fato do índice biótico indicar uma condição pior do que o índice físico-químico é o fato dos organismos responderem efetivamente aos distúrbios, sistematizando a história das condições ambientais do lugar.

Em conjunto aos índices, a diversidade de organismos presentes em determinadas localidades podem ser mensuradas por meios estatísticos, fato que leva a uma caracterização da comunidade analisada. As mudanças em abundância de espécies, no tempo e no espaço ou em ambos são observações importantes de serem monitoradas, pois assim, é possível entender a complexidade do funcionamento de sistemas naturais (TOWNSEND, BEGON e HARPER, 2006) ou mesmo, diagnosticar intervenções antrópicas que impactam o ecossistema.

Vários trabalhos utilizam o IQA para fins de avaliação da qualidade da água (SILVA *et al*., 2021; VALENTINI *et al*., 2021; QUINELATO *et al*., 2020), mesmo que esse utilize coliformes fecais como indicador biológico, outros organismos vêm sendo inseridos em índices de qualificação do ambiente aquático, como os macroinvertebrados (OCHIENG, ODONG e OKOT-OKUMU, 2020; ANDRADE, FREITAS e ELEUTÉRIO, 2020; PEREIRA *et al*., 2020).

Nesse sentido referencial, a Agência Estadual de Recursos Hídricos-AGERH realiza o monitoramento da qualidade da água do rio por meio do IQA de modo trimestral, porém, não há avaliação da qualidade da água do rio Santa Maria da Vitória por meio de outros índices ou organismos aquáticos.

Por fim, torna-se necessário o conhecimento de que a proteção ciliar do rio em estudo vem sofrendo ocupações irregulares, chegando a conter diversos barramentos em seus afluentes, fato que descaracteriza suas áreas de proteção permanente-APPs marginais. Com a falta de sua proteção ribeirinha, as águas do Santa Maria da Vitória recebem cargas de defensivos agrícolas pelo município de cabeceira, Santa Maria de Jetibá, ser o maior produtor regional de hortifrutigranjeiros. Somado a isso, no seu curso há barramentos hidroelétricos que promovem descargas de fundo como atividade regular.

Diante do exposto, objetivou-se avaliar a qualidade da água do Rio Santa Maria da Vitória/ES por meio do índice biótico BMWP e do índice de qualidade da água IQA de forma a comparar seus resultados.

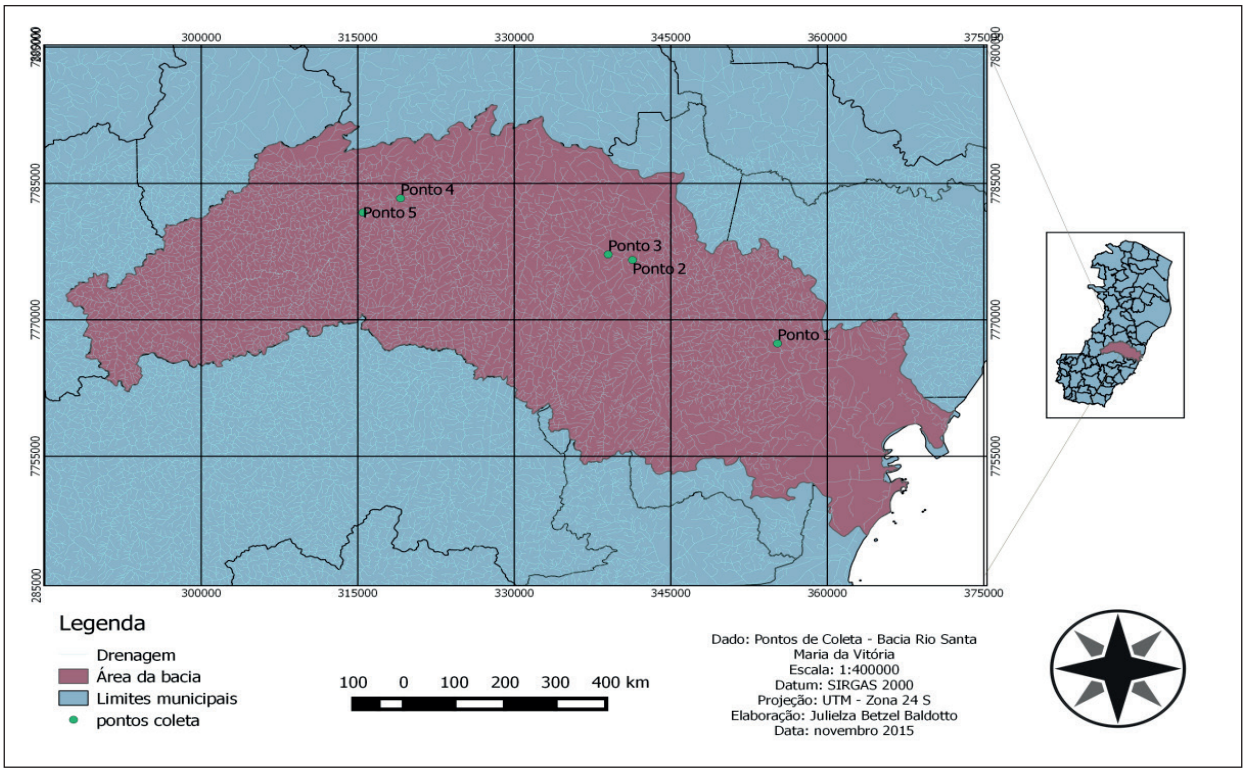
MÉTODO

A bacia hidrográfica do rio Santa Maria da Vitória (Figura 1) situa-se na região central do estado do Espírito Santo, entre as coordenadas UTM 286984 E 7762159 S e 328297 E 7793375 S (SALDANHA, 2007). Segundo Pezzopane *et al*. (2012) as precipitações pluviométricas anuais da bacia variam de 1.150 mm a 1.400 mm no litoral, à 1.800 mm na cabeceira. O clima predominante na região é o tropical úmido, com estação chuvosa no verão e seca no inverno. A temperatura média varia entre 19 °C e 28 °C.

O Rio Santa Maria da Vitória, principal afluente da Bacia Hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória, nasce na Região Serrana do Estado do Espírito Santo e passa pelos municípios de Santa Maria de Jetibá, Santa Leopoldina e parte dos municípios de Cariacica, Serra e Vitória, drenando uma área de 1.844 km² (OLIVEIRA, REIS e MENDONÇA, 2011). Percorre cerca de 122 km até desaguar na baía de Vitória, onde forma um delta. Apresenta um desnível total de aproximadamente 1.300 m entre a nascente e sua foz. Serve como corpo receptor de esgotos de origem doméstica e industrial ao longo do seu trajeto (CSMJ, 1997).

A coleta dos organismos ocorreu em 05 pontos ao longo do curso principal do rio (Figura 1), próximas aos locais de coleta de água utilizados pela AGERH (Agência Estadual de Recursos Hídricos) para monitoramento dos parâmetros físico-químicos. Quatro campanhas de coleta foram realizadas nessas localidades, duas no período de estiagem (04/06/2016 e 21/08/2016) e duas no período chuvoso (11/12/2016 e 18/02/2017).

Figura 1. Localização espacial da bacia hidrográfica do Rio Santa Maria da Vitória e dos pontos de coleta.



Fonte: Autores.

Como ferramenta de análise de uso e ocupação do solo marginal ao rio foi aplicado em cada ponto de coleta, somente em uma campanha de coleta, o PAR proposto por Callisto *et al*. (2002). Esse protocolo possui 22 parâmetros em que o observador deve qualificar o meio ambiente, sendo os dez primeiros referentes a alterações antrópicas ocorridas e os outros relativos à conservação ambiental. A pontuação final reflete o nível de preservação do local. Pontuações variantes de 0 a 40 representam um trecho impactado, 41 a 60 representam um trecho alterado e acima de 61 representam um trecho considerado como natural.

As amostras de macroinvertebrados foram coletadas com o auxílio de um puçá, de modo a abranger ao máximo todos possíveis habitats dos organismos no ponto de coleta. Os macroinvertebrados identificados a olho nu foram separados do sedimento no local da coleta e acondicionados em frascos com álcool 70%. As amostras foram conduzidas ao Laboratório de Ciências Ambientais da Faculdade da Região Serrana (FARESE) para realização do processo de identificação e quantificação. Para tanto, utilizou-se Lupa Novex-Holland 2-4x e Microscópio Opton TIM-2008 40-1600x. A identificação taxonômica foi realizada até o nível de família, com auxílio do manual de identificação de macroinvertebrados de Mugnai, Nessimiam e Baptista (2010).

O índice BMWP foi calculado de acordo com as pontuações das famílias encontradas, tendo por base os trabalhos de Callisto, Moretti e Goulart (2001) e Junqueira e Campos (1998). Com o somatório das pontuações obteve-se as classificações de qualidade da água com base na Tabela 1.

Tabela 1. Sistema de Classificação da qualidade da água para o índice biótico BMWP.

Classe	Somatório da pontuação	Qualidade da água
I	≥ 86	Excelente
II	64 – 85	Boa
III	37 – 63	Satisfatória
IV	17 – 36	Ruim
V	≤ 16	Muito Ruim

Fonte: Junqueira e Campos, 1998.

Para estimativa da composição da comunidade de organismos e análise da tendência entre os indivíduos foram utilizados parâmetros estatísticos no intuito de avaliar a biodiversidade existente e sua ligação direta com a qualidade do ambiente. A análise estatística desse estudo de diversidade foi baseada em Uramoto, Walder e Zucchi (2005). Os parâmetros utilizados estão elencados logo abaixo, seus cálculos foram realizados com auxílio do software R 3.2.5.

a) Riqueza de família (S): número de famílias encontradas em cada ponto.

b) Índice de Simpson (D): dado pela Equação 1, esse índice indica a probabilidade de dois indivíduos retirados ao acaso da comunidade pertencer a mesma espécie. Varia de 0 a

1, quanto maior for o valor de D, maior será a probabilidade dos indivíduos serem de mesma espécie, maior a dominância, menor a diversidade na comunidade em estudo.

$$D = \sum_{i=1}^{S} p_i^2 \quad (1)$$

Onde: S é o número de famílias, p_i é a proporção da família i. Para fornecer a ideia inversa de diversidade, este índice é expresso muitas vezes de acordo com a Equação 2.

$$D' = 1 - D \text{ ou } D' = \frac{1}{D} \quad (2)$$

c) Índice de Shannon-Weaver (H'): demostrado na Equação 3 é medido com base na proporcionalidade das espécies (Equação 4). Reflete o grau de incerteza em prever se uma espécie amostrada ao acaso pertencerá a uma família. Quanto menor o valor do índice, menor a incerteza, menor a diversidade. Portanto, quanto maior for o valor de H', maior será a diversidade da população em estudo.

$$H' = -\sum_{i=1}^{S} p_i \times \ln p_i \quad (3)$$

Em que:

$$p_{i=} \frac{n_i}{N} \quad (4)$$

Onde: *S* é o número de espécies, p_i é a proporção da espécie i, n_i é a medida de importância da espécie i (número de indivíduos), e *N* é o número total de indivíduos.

d) Índice de Hill Modificado (E): demonstra a equitabilidade, maneira pela qual a abundância está distribuída entre as espécies. Quando todas as espécies são igualmente abundantes o índice assume valor máximo, tendendo a zero quando as espécies divergem em igualdade. Dado pela Equação 5, utiliza os índices de Shannon e Simpson.

$$E = \frac{\left(\frac{1}{D} - 1\right)}{(e^{H'} - 1)} \quad (5)$$

Para comparar a qualificação biológica com a qualificação do IQA foram solicitados dados de monitoramento da qualidade da água à AGERH. Em cada ponto amostrado foi realizado o cálculo e a qualificação da água pelo IQA conforme metodologia proposta pela Companhia de Tecnologia de Saneamento Ambiental do Estado de São Paulo (CETESB, 2012).

A AGERH disponibilizou resultados físico-químicos dos anos de 2007 até 2017, contudo para o rio Santa Maria da Vitória somente os dados de 2007 à 2014 continham parâmetros necessários para o cálculo do IQA. Por este motivo não foi realizada uma comparação temporal adequada entre o índice biótico e o IQA. Para realizar essa comparação foi calculada a média dos valores dos IQAs dos anos de 2007 à 2014, com exceção do ano de 2008, que não continha parâmetros mensuráveis para cálculo do índice. Com as médias dos IQA a qualidade da água em cada ponto de coleta foi classificada segundo a Tabela 2.

Tabela 2. Classificação da qualidade da água para o índice IQA

Categoria	Ponderação
ÓTIMA	$79 < IQA \leq 100$
BOA	$51 < IQA \leq 79$
RAZOÁVEL	$36 < IQA \leq 51$
RUIM	$19 < IQA \leq 36$
PÉSSIMA	$IQA \leq 19$

Fonte: CETESB (2014)

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Das observações de uso e ocupação do solo com a aplicação do PAR obteve-se a Tabela 3. Desses resultados há indicativo de que os pontos 1, 2, 4 e 5 encontram-se alterados. Desses ambientes o mais próximo a um ambiente classificado como natural é o ponto 5, que possui vegetação marginal parcial, leito rochoso e embora esteja localizado em zona rural possui indícios de expansão urbana. Já o ponto 3 obteve a classificação de ambiente natural, um dos motivos para isso é que o local possui vegetação ciliar conservada e o substrato do leito é rochoso.

O ponto 2 obteve uma pontuação próxima à classificação de impactado, isso deve-se ao fato da região apresentar forte influência antrópica, com vegetação marginal em forma de gramíneas, sendo a pastagem a atividade de ocupação do solo. À montante do ponto 4, o Rio Santa Maria da Vitória recebe as águas de um dos seus principais afluentes, o mais deteriorado visualmente, o Rio São Luis, que perpassa a Zona Urbana do Município de Santa Maria de Jetibá, recebendo forte carga orgânica advinda dos efluentes domésticos, fato que caracterizou a baixa pontuação.

Tabela 3. Pontuações de cada ponto de coleta obtidas com a aplicação do PAR.

Ponto de coleta	Pontuação PAR	Classificação
1	56	Alterado
2	49	Alterado
3	76	Natural
4	44	Alterado
5	60	Alterado

Fonte: Autores.

Um dos resultados obtidos pela análise do PAR que merece atenção diz respeito à presença parcial de cobertura vegetal, como encontrado nos pontos 1, 4 e 5, esse fato é um indicativo de degradação local que exigem medidas de prevenção e mitigação para proteção do ambiente aquático (CARVALHO, RUSSO e NAKAGAKI, 2014). No mais, essa ferramenta é eficiente para avaliação dos habitats que têm interações com as águas do rio, porém, para melhor interpretação de todas as condições ecológicas se faz necessário a qualificação das águas por meio das características físico-químicas e biológicas.

Os macroinvertebrados são organismos sinalizadores de ocorrências que envolvem a água e seu ambiente de integração, sendo capazes de demonstrar a qualidade de um rio a longo prazo. Neste trabalho foram coletados 1.056 macroinvertebrados, sendo 197, 341, 257, 178, 83 organismos encontrados nos pontos 1, 2, 3, 4 e 5, respectivamente. Esses organismos englobam 32 taxas (famílias), cujos números de indivíduos por família estão expostos na Tabela 4.

Dos pontos coletados merece destaque o ponto 2, pelo quantitativo de indivíduos, que em sua maior parte pertencem à família *Lymnaeidae.* No ponto 3 houve um bom quantitativo de indivíduos, porém em sua grande maioria pertencentes à família *Thiaridae.* No ponto 5, apesar dos esforços de coleta, o quantitativo de indivíduos capturados em relação aos outros pontos foi pequena.

Tabela 4. Quantidade de indivíduos por família, localizados em cada ponto de coleta.

Taxa	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
Dugesia		1		28	
Hirudinea				6	
Bivalvia		20			
Ancylidae		4		2	
Planorbidae		8		4	
Thiaridae	4	26	200	4	
Physidae		18	1	1	
Lymnaeidae		111	39		
Atyidae	8		8		
Ostracoda	7	23			
Baetidae	42	45	2	11	60
Leptohyphidae				10	3
Calopterigidae	14	13		17	3
Gomphidae		2			
Libellulidae	9	22	2	2	2
Perlidae	1			24	
Notonectidae	8	1		1	1
Pleidae	24	20		1	
Naucoridae		1			
Mesoveliidae	6	1		4	
Veliidae				1	4
Gerridae	2				1
Hydrophilidae				8	
Girinidae	2				
Polycentropodidae	17			7	1
Glossossomatidae	1				1
Hydropsychidae		5			
Hydroptilidae		1			
Leptoceridae					1
Chironomidae	18	18	5	46	2
Culicidae	5	1			1
Tipulidae	29			1	3

Fonte: Autores.

Da aplicação do índice BMWP a pontuação e a classificação da qualidade da água por ponto de coleta é demonstrada na Tabela 5. Os pontos 1, 2 e 4 apresentaram qualidade da água como excelente, o ponto 3 apresentou qualidade da água ruim e o no ponto 5 a qualidade da água foi considerada boa.

Apesar do ponto 3 possuir um grande quantitativo de indivíduos e possuir um ambiente classificado como natural pelo PAR, sua pontuação BMWP é considerada como ruim. Nesse ponto há um grande número de indivíduos de família com pontuação baixa e indivíduos de famílias que são sensíveis às variações ambientais (por exemplo *baetidae*).

Em relação à classificação do ponto 5 com qualidade da água boa, isso pode ter ocorrido pela dificuldade de obtenção de amostras, pois houve limitação de acesso a todos os habitats da área coletada.

Tabela 5. Pontuação do índice BMWP para os pontos de coleta e suas respectivas classificações de qualidade da água.

Ponto de coleta	Pontuação BMWP	Classe	Qualidade
1	84	I	Excelente
2	87	I	Excelente
3	32	IV	Ruim
4	95	I	Excelente
5	73	II	Boa

Fonte: Autores.

Outros resultados que auxiliam as análises bióticas advêm de valores encontrados pelas medidas estatísticas. A Tabela 6 contém informações probabilísticas de ocorrência das famílias que foram encontradas em cada ponto. Esses índices refletem a diversidade para a representação da comunidade de macroinvertebrados.

Tabela 6. Parâmetros estatísticos dos pontos coletados.

Parâmetros	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3	Ponto 4	Ponto 5
Riqueza (S)	17	20	7	19	13
Índice de Shannon (H')	2.4312	2.2902	0.7631	2.3521	1.2397
Índice Simpson (D')	0.8883	0.8472	0.3699	0.8676	0.4692
Índice Simpson (D)	0.1117	0.1527	0.6301	0.1324	0.5308
Índice de Hill (***E***)	0.7667	0.6247	0.5128	0.6890	0.3601

Fonte: Autoria própria.

Os valores matemáticos representativos de diversidade segundo o índice de Shannon-Weaver (H') geralmente são encontrados entre 1,5 e 3,5. No ponto 3 foi encontrado o valor de 0,76 indicando uma menor incerteza sobre as espécies encontradas, ou seja, há baixa riqueza de espécies, visto também pela dominância do táxon gastrópoda. De encontro ao índice de Shannon, o índice de Simpson, reflete indiretamente a baixa diversidade no ponto 3, vez que, dentre os valores calculados é o que mais se aproxima de 1, indicando dominância de poucas famílias em relação a outras. Dos 257 organismos capturados no local, 200 foram da família Thiaridae e 39 indivíduos da família Lymnaeidae sendo, portanto, as famílias dominantes.

Ao encontra das medidas estatísticas encontradas para o ponto 3, os trabalhos de Mesquita, Teles e Dutra (2011) e Uramoto, Walder e Zucchi (2005) mostram que um alto valor do índice de Simpson e os valores baixos do índice de Shannon e de equitatividade explicam a existência de família dominante e a baixa diversidade de espécies.

Os indivíduos amostrados no ponto 3 pertencem às famílias *Thiaridae, Physidae, Lymnaeidae, Atyidae, Baetidae, Libellulidae e Chironomidae*. A maioria deles pertence à família *Thiaridae*. No local há um habitat propício para esta, vez que, segundo Ottoni (2009), os moluscos do agrupamento *Thiaridae* são raspadores de perifíton (recurso alimentar colonizador de partículas sedimentares com boa área de deposição) e o leito do rio nesse local ser constituído por rocha.

Townsend, Begon e Harper (2006) expõem que à jusante de riachos há espaços mais amplos e com menor sombreamento, onde invertebrados que pastejam, como os moluscos, podem ser mais abundantes por haver partículas mais fragmentadas. Esse ambiente é similar ao ponto 3, com particulados e/ou cargas orgânicas ocasionados pelo revolvimento sedimentar realizado pelas descargas da Barragem da Suíça, situada a montante. Essa atividade pode estar provendo nutrientes como Nitrogênio e Fósforo, que são elementos impulsionadores da produtividade primária, ou seja, circunstância proliferadora do perifíton. A confirmação de alterações nesses parâmetros nutricionais se faz necessária e advinda com as análises físico-químicas da água.

Das análises físico-químicas e com coliformes fecais o IQA foi calculado, a classificação resultante para qualidade da água em cada ponto de coleta é demonstrada pela Tabela 7. Dessa é possível notar que em todos os pontos a qualidade da água foi classificada como boa. Este fato contradiz o BMWP, principalmente no que se refere ao ponto 3.

Tabela 7. Valores médios de IQA para os pontos amostrados durante o período de 2007 a 2014.

Pontos de coleta	IQA médio	Qualidade da água
1	68	Boa
2	63	Boa
3	71	Boa
4	59	Boa
5	66	Boa

Fonte: Autores.

No entanto, dessa discrepância entre os valores do IQA com o BMWP deve-se salientar que a análise comparativa não foi realizada em mesmo período de tempo, pois não haviam dados para o cálculo do IQA no período de coleta dos macroinvertebrados. Mesmo assim, algumas observações foram realizadas no ponto 3, considerando os parâmetros mensuráveis em que se baseiam o cálculo do IQA. Os parâmetros relevantes para discussão e suas concentrações médias anuais são vistas na Tabela 8.

Tabela 8. Valores médios anuais para concentrações de nitrogênio total, fósforo total, oxigênio dissolvido e DBO no ponto 3.

Parâmetro	2007	2008	2009	2010	2011	2012	2013	2014
N total (mg/L)	1,037	**	0,970	1,737	1,764	0,789	3,653	2,35
P total (mg/L)	0,020	0,067	0,02	0,178	0,024	0,005	0,160	0,108
OD (mgO2/L)	8,833	7,9	8,433	8,467	34,633	8,600	8,133	8,175
DBO (mgO_2/L)	1,967	2,0	1,6	2,8	3,1	2,8	3,0	3,3

Fonte: Autores.

Com os parâmetros do ponto 3 é possível observar que os valores de Nitrogênio e Fósforo obtiveram períodos de crescimento e queda ao longo do período. Esse fato influencia na base da cadeia alimentar aquática. Um ambiente rico desses nutrientes no período da coleta pode ser o fato da abundância populacional de moluscos na área.

A concentração de oxigênio dissolvido se manteve acima do padrão estipulado para águas doces classe I (acima de 6 mgO_2/L; BRASIL, 2011) Este fato sinaliza uma boa qualificação da água para o local durante os períodos de cálculo. No estudo de Moreno e Callisto (2005) nos ambientes naturais há maiores concentrações de oxigênio dissolvido. Como consequência no ponto 3 haveria uma maior diversidade de macroinvertebrados. Porém, não é isso que ocorre. Uma possível justificativa para a ocorrência é a possível aeração sofrida nessa parte do rio, devido aos trabalhos de descarga do barramento situado à montante.

Já os valores de DBO, ao longo dos anos, obtiveram aumento de concentração. A DBO é parâmetro indireto de matéria orgânica presente na água, fato que vai ao encontro do quantitativo de moluscos presentes no ponto 3, pois, esses organismos são considerados indicadores de ambiente rico desse material (QUEIROZ, TRIVINHO-STRIXINO e NASCIMENTO, 2000). No trabalho de Viana *et al*. (2013) a família *Thiaridae* foi bastante representativa, fortalecendo o indício de que a predominância de uma espécie ou de poucas espécies é indicativo de ambiente impactado.

Para Queiroz, Trivinho-Strixino e Nascimento (2000) as características do ambiente quanto à presença de matéria orgânica, o tipo de substrato e as interações ecológicas, como exemplo, a relação predador-presa, influenciam na composição da fauna aquática e devem ser estudadas como fatores determinantes da quantificação dos organismos.

Biasi *et al*. (2010) explica que os fatores ambientais são decisivos para a diversidade bentônica e, consequentemente, para a integridade ambiental dos corpos hídricos. Nesse sentido, fica evidente a importância da manutenção da vegetação ribeirinha, pois os cursos-d ’água urbanos apresentam contaminantes e sofrem com as alterações de estabilidade do canal, podendo reduzir a riqueza biológica. As paisagens agrícolas também modificam os ecossistemas aquáticos, com um maior aporte de matéria orgânica, nutrientes e sedimentos, alterando a hidrologia dos ambientes e interferindo na qualidade das águas e na biota.

Por fim, como dito no trabalho de Callisto e Anacléto (2015), a maior diversidade biológica está presente em sítios de referência (naturais) e a menor diversidade em sítios impactados. O diagnóstico da diversidade é útil para comparar padrões e diferentes locais, representando a previsibilidade de ocorrência de espécies e o quão impactado um local pode estar.

CONCLUSÃO

Da avaliação sobre a qualidade da água no rio Santa Maria da Vitória observa-se com a aplicação do PAR que os ambientes 1, 2, 4 e 5 estão em condição alterada. O ponto 3 é o local com maior cobertura vegetal nativa, sendo classificado pelo protocolo como um ambiente natural.

No entanto, com a aplicação do índice biótico BMWP, a presença de famílias de macroinvertebrados indicou que em três locais (pontos 1, 2 e 4) a qualidade da água estava classificada como excelente. Já no ponto 3 a classificação da qualidade da água foi ruim e no ponto 5 a qualidade da água foi diagnosticada com qualidade boa.

Por meio de índices estatísticos foi observado no ponto 3 uma baixa diversidade de famílias de macroinvertebrados, o que sinaliza baixa diversidade de espécies. Isso corrobora à classificação do índice biótico sobre perturbação nesse local.

Apesar do IQA do ponto 3 classificá-lo com qualidade boa, as concentrações de nutrientes mostram com aumentos ao longo do tempo, fato que pode justificar uma qualidade da água inferior no período das amostras coletadas de macroinvertebrados.

Por fim, considera-se que o biomonitoramento é uma ferramenta de análise e observações ao longo do tempo, por isso, deve haver continuidade de coleta de organismos ao longo das estações anuais, além das amostras físico-químicas, para que o estudo qualitativo dos recursos hídricos seja mais aprofundado.

REFERÊNCIAS

1. ALBA-TERCEDOR, Javier; SÁNCHEZ-ORTEGA, A. Um método rápido y simple para evaluar la calidade biológica de las aguas corrientes basado em el de Hellawell (1978). **Limnética**, v.4, p.51-56, 1988,

2. ANDRADE, Maria Helena da Silva; FREITAS, Sarah Couto de; ELEUTÉRIO, Alan dos Santos. Qualidade Ecológica da Água: Monitoramento com bioindicadores e análise do uso e ocupação da terra em uma Bacia Hidrográfica Urbana. **Brazilian Journal of Development**, v. 6, n. 11, p. 88187-88200, 2020.

3. BIASI, Cristiane et al. Biomonitoramento das águas pelo uso de macroinvertebrados bentônicos: oito anos de estudos em riachos da região do Alto Uruguai (RS). Perspectiva, Erechim, v.34, n.125, 2010, p. 67-77.

4. BRASIL. Resolução CONAMA nº 430/2011. Dispõe sobre condições e padrões de lançamento de efluentes, complementa e altera a Resolução n°357, de 17 de março de 2005, do Conselho Nacional do Meio Ambiente-CONAMA. **DOU**, n. 92, 2011.

5. CALLISTO, Marcos et al. Aplicação de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em atividades de ensino e pesquisa (MG-RJ). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.14, n.1, 2002, p.91-98.

6. CALLISTO, Marcos; ANACLÉTO, Maria José Pinheiro. Avaliação ecológica de empreendimentos hidrelétricos em um cenário de seca extrema. **In: II Simpósio sobre sistemas Sustentáveis**, 5ª Reunião de estudos Ambientais. Porto Alegre, 2015.

7. CALLISTO, Marcos; MORETTI, Marcelo; GOULART, Michael. Macroinvertebrados Bentônicos como Ferramenta para Avaliar a Saúde de Riachos. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos**, v. 6, n.1, 2001, p.71-82.

8. CARVALHO, Emerson Machado; RUSSO, Marcia Regina; NAKAGAKI, Jelly Makoto. Utilização de um protocolo de avaliação rápida da diversidade de habitats em ambientes lóticos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, Aquidabã, v.5, n.1, 2014, p.129-139.

9. CETESB-Companhia Ambiental do Estado do Espírito Santo. Índices de Qualidade das Águas. Apêndice D. 2012. Disponível em: < https://cetesb.sp.gov.br/aguas-interiores/wp-content/uploads/sites/12/2017/11/Ap%C3%AAndice-D-%C3%8Dndices-de-Qualidade-das-%C3%81guas.pdf>. Acesso em: 05 mai. 2021.

10. CSMJ-Consórcio Intermunicipal das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu. **Diagnóstico e Plano Diretor das Bacias dos Rios Santa Maria da Vitória e Jucu**. Volume I – Ecossistemas Aquáticos Interiores e Recursos Hídricos. Rio de Janeiro, Habtec Engenharia Sanitária e Ambiental, 1997.

11. CUNHA, Davi Gasparini Fernandes; CALIJURI, Maria do Carmo. Análise probabilística de ocorrência de incompatibilidade da qualidade da água com o enquadramento legal de sistemas aquáticos – estudo de caso do rio Pariquera-Açu (SP). **Engenharia Sanitária Ambiental**, v.15 n.4, p. 337-346, 2010.

12. HEPP, Luiz Ubiratan et al. Macroinvertebrados Bentônicos como bioindicadores da qualidade das águas. Anais do 17º Simpósio Brasileiro de Recursos Hídricos; 8º Simpósio de Hidráulica e Recursos Hídricos dos países de Língua Oficial Portuguesa, 2007.

13. JUNQUEIRA, Marília Vilela; CAMPOS, Mônica de Cássia Souza. Adaptation of the “BMWP” method for water quality evaluation to Rio das Velhas watershed (Minas Gerais, Brazil). **Acta Limnologica Brasiliensia**, v.10, n.2, p.125-135, 1998.

14. MESQUITA, Alice Cristina de Araújo; TELES, Beatriz Ronchi; DUTRA, Vivian Siqueira Diversidade de Anastrepha (Diptera: Tephritidae) na área urbana da cidade de Manaus, AM, Brasil. **In: XX Jornada de Iniciação Científica PIBIC INPA - CNPq/FAPEAM**. Manaus, 2011.

15. MORENO, Pablo; CALLISTO, Marcos. Bioindicadores de qualidade de água ao longo da bacia do Rio das Velhas (MG). **In: Ferracini V.L.; Queiroz S.C.N. & Silveira M.P. (Eds). Bioindicadores de Qualidade da Água**. Jaguariúna: Embrapa, Cap 5, p. 95-116, 2005.

16. MUGNAI, Riccardo; NESSIMIAM, Jorge Luiz; BAPTISTA, Darcílio Fernandes. **Manual de identificação de macroinvertebrados aquáticos do Estado do Rio de Janeiro**. Rio de Janeiro: Editora Technical Books, 2010.

17. OCHIENG, Hannington; ODONG, Robinson; OKOT-OKUMU, James. Comparison of temperate and tropical versions of Biological Monitoring Working Party (BMWP) index for assessing water quality of River Aturukuku in Eastern Uganda. **Global Ecology and Conservation**, v. 23, p. e01183, 2020.

18. OLIVEIRA, Michele Salgado; REIS, José Antônio Tosta dos; MENDONÇA, Antônio Sérgio Ferreira. Análise probabilística de incompatibilidade entre parâmetros de qualidade da água e padrões de enquadramento – estudo de caso no rio Santa Maria da Vitória (ES). **In: XIX Simpósio Brasileiro de Recursos Hídrico**. Maceió, 2011.

19. OTTONI, Bianca Maíra de Paiva. **Avaliação da qualidade da água do rio Piranhas-Açu/RN utilizando a comunidade de macroinvertebrados**. 2009. Dissertação (Mestrado em Bioecologia Aquática) – Centro de Biociências, Universidade Federal do Rio Grande do Norte, Natal, 2009.

20. PEREIRA, Anielle Cristina Fonseca et al. Diagnóstico da qualidade ambiental de trechos do rio Pacuí, município de Coração de Jesus, norte de Minas Gerais. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 11, n. 2, p. 161-171, 2020.

21. PEZZOPANE, José Eduardo Macedo et al. **Zoneamento agroclimatológico. Agrometeorolgia: aplicações para o Espírito Santo**. Alegre, ES. CAUFES. p. 99-134, 2012.

22. QUEIROZ, Júlio Ferraz de.; TRIVINHO-STRIXINO, Susana; NASCIMENTO, Vera Maria da Costa. Organismos bentônicos bioindicadores da qualidade das águas da bacia do Médio São Francisco. Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária. Embrapa Meio Ambiente. Ministério da Agricultura e do Abastecimento. **Comunicado Técnico EMBRAPA Meio Ambiente**, nº 3, novembro, 2000.

23. QUINELATO, Raquel Viana et al. Análise espaço temporal da qualidade da água dos rios Peruípe, Itanhém e Jucuruçu, Bahia. **Scientia Plena**, v. 16, n. 7, 2020.

24. SALDANHA, Jeanne Cristine Schmidt. **Análise da influência do rio Santa Maria da Vitória na baía de Vitória, através da modelagem computacional: uma contribuição ao processo de enquadramento**. 2007. 137 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Ambiental) – Programa de Pós-Graduação em Engenharia Ambiental, Universidade Federal do Espírito Santo, Vitória.

25. SILVA, Juliana Caroline de Alencar da et al. Utilização de índices físicos, químicos e biológicos para avaliação da qualidade de corpos d'água em processo de recuperação – Córrego Ibiraporã, SP. **Revista Brasileira de Recursos Hídricos,** v. 20, n. 4, p. 959-969, 2015.

26. SILVA, Tatiana Acácio da et al. Avaliação da qualidade da água em uma represa utilizada para abastecimento público no município de Sorocaba/SP. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 5, 2021.

27. SILVEIRA, Mariana Pinheiro. Aplicação do biomonitoramento para avaliação da qualidade da água em rios. **Embrapa Meio Ambiente-Documentos (INFOTECA-E)**, 2004.

28. TOWNSEND, Colin R.; BEGON, Michael; HARPER, John. L. **Fundamentos em ecologia**. 2ª Edição. Porto Alegre: Artmed, 2006, p. 592.

29. URAMOTO, Keiko; WALDER, Julio M. M.; ZUCCHI, Roberto A. Análise quantitativa e distribuição de populações de espécies de Anastrepha (Diptera: Tephritidae) no Campus Luiz de Queiroz, Piracicaba, SP. **Neotropical Entomology**, v.34, n.1, 2005, p.33-39.

30. VALENTINI, Marlon Heitor Kunst et al. Análise da qualidade da água da Lagoa Mirim através do IQA e de métodos estatísticos. **Revista Ibero-Americana de Ciências Ambientais**, v. 12, n. 1, p. 375-384, 2021.

31. VIANA, Leandro Gomes et al. Utilização de macroinvertebrados bentônicos como indicadores da qualidade da água em reservatório no semiárido nordestino. **In: I Workshop Internacional Sobre Água no Semiárido Brasileiro**, Campina Grande – PB, 2013.

21

Metodologia *TMDL* como estratégia de suporte ao processo de enquadramento de um recurso hídrico

Joyce Helly da Anunciação **Soares**
UFS

Camilo Rafael Pereira **Brandão**
UNEB

Laize Eloy **Teixeira**
IFS

Romeu Boto **Dantas Neto**
IFPE

Daniella **Rocha**
UFS

10.37885/210504486

RESUMO

A poluição dos recursos hídricos é um dos problemas mais comuns no processo de urbanização, sendo necessário definir estratégias de planejamento que permitam o desenvolvimento das cidades atrelados à capacidade de suporte desses recursos para determinados poluentes. A metodologia TMDL caracteriza-se como metodologia eficaz que permite a identificação de pontos focais para adoção de medidas de controle da poluição, permitindo a efetivação progressiva do enquadramento de um dado corpo hídrico. O trabalho objetivou a aplicação da metodologia TMDL a um trecho do Rio Poxim dentro de um cenário prospectivo, apresentando possíveis estratégias de controle e gestão no que diz respeito ao aporte de cargas poluidoras, visando atender enquadramento do rio. A metodologia possibilitou a caracterização do trecho do Rio em estudo, principalmente no que diz respeito à avaliação do comportamento das cargas poluidoras. Foi possível identificar a violação dos padrões de qualidade almejados e assim projetar a alocação das cargas que divergiram do limite. A partir disso, foram estabelecidas possíveis medidas de gerenciamento para alocação das cargas, como aumento do índice de atendimento com rede de coleta de esgoto ou instalação de estações individuais de tratamento seguida de constantes fiscalizações para manutenção da qualidade final dos efluentes.

Palavras-chave: Total Maximun Daily Load, Gestão de Recursos Hídricos, Cargas Poluentes.

INTRODUÇÃO

Um dos desafios ambientais mais proeminentes da atualidade está ligado às alterações das características quanti-qualitativas dos recursos hídricos provocadas principalmente pelas crescentes aglomerações urbanas que desenvolvem diferentes usos associados a esses recursos (ZHAO *et al.*, 2021).

Ainda segundo o autor, a poluição da água é um dos problemas mais comuns no processo de urbanização. Diante dos impactos adversos aos recursos hídricos necessita-se definir estratégias de planejamento de modo a permitir o desenvolvimento urbano com base na capacidade de suporte do ambiente e cumprindo as leis em vigência, com o propósito de evitar os principais impactos associados a recursos hídricos, a saber: alteração no fluxo d'água, assoreamento, poluição pontual e difusa, eutrofização, desaparecimento de espécies, inundações entre outros.

Com relação às legislações, a Lei Nº 9.433/1997 em consonância com a Resolução do Conselho Nacional de Meio Ambiente (CONAMA) nº 357 de 2005, preveem a articulação do planejamento associando metodologias que representem o comportamento do sistema, permitindo previsões.

A metodologia *Total Maximun Daily Load* (*TMDL*) caracteriza-se como uma metodologia eficaz na mitigação da poluição de recursos hídricos e adoção de medidas de controle para efetivação do enquadramento baseadas na concentração e capacidade de depuração de poluentes específicos (FAN *et al.*, 2020).

Neste trabalho consideramos a indústria de lacticínios. Qualquer indústria de laticínios, sem exceções, gera resíduos sólidos, líquidos e emissões atmosféricas passíveis de causar impactos significativos no meio ambiente. Por isso, a legislação ambiental exige que todas as indústrias tratem de forma adequada seus resíduos. Uma das alternativas é fazer o controle dos processos e buscar alternativas de redução de seus resíduos, reduzindo assim cargas para tratamento e disposição final (SILVA, 2011).

Diante do exposto, o presente trabalho objetiva a aplicação da metodologia *TMDL* a um trecho do rio Poxim dentro de um cenário factível, apresentando possíveis estratégias de controle e gestão quanto ao aporte de cargas poluidoras da indústria e da população visando atender enquadramento definido no Plano de Bacia Hidrográfica do Rio Sergipe.

MÉTODO

Construção do cenário e prospecções

Para aplicação da metodologia foi necessário fazer projeções populacionais e de produção de uma indústria fictícia, para ser possível estimar o potencial poluidor dessas duas fontes de poluição. Levando em conta a situação atual da área de estudo, que não apresenta coleta de esgoto sanitário SANTOS (2018), foi reproduzido esse cenário para os anos de projeção, a médio prazo, para o período de 2026 à 2031 a fins de observação do possível comportamento futuro do rio frente ao crescimento das cargas poluidoras e manutenção de índices de coleta de esgoto para a região.

Para a indústria fictícia foi considerada uma fábrica do setor de lacticínios, tendo como base a produção de queijo coalho de uma fábrica em Nossa Senhora da Glória – SE. Silva; Silva (2016) realizaram um levantamento de produção de 3690 Kg/dia de queijo coalho, que convertido a litros de leite, equivale a 36900L/dia. Assim, a partir de projeções feitas por Silva (2016) foi possível estimar a produção média.

A estimativa da vazão do efluente, da carga orgânica e da concentração de efluentes da indústria foram calculadas a partir das características de águas residuárias na produção de laticínios com queijaria identificadas por Von Sperling (2014), com vazão específica de esgoto de 6m³/unid e carga específica de DBO de 22,5 Kg/unid, apresentadas abaixo (Tabela 1). Considerou-se como tratamento dos efluentes da indústria em questão o uso de reator UASB combinado com sistemas de lodos ativados, apresentando eficiência de 85% para remoção de DBO de acordo com Von Sperling (1995).

Tabela 1. Dados de vazão, concentração e potencial poluidor da indústria.

Período (média)	Produção (%)	Prod. queijo (l/dia)	Carga (kg/dia)	Efic. tratam.	Carga reman. (kg/dia)	Vazão (m³/s)	Concentração (mg/L)
2026-2031	60	38400	864,00	0,85	129,60	0,0027	562,50

Organização: autores, 2021.

Já a população do bairro Jabotiana, especificamente dos conjuntos Sol Nascente e JK foi estimada a partir dos dados do censo do IBGE para os anos 2000 e 2010, sendo determinado a partir da progressão geométrica. A partir do potencial poluidor de esgoto urbano indicado por Von Sperling (2014) como 0,054kg de DBO/dia e adotando um índice de atendimento de 50% da população com rede de esgoto segundo o PMSB (2016), foi possível estimar a carga poluidora (Tabela 2).

Tabela 2. Dados de população, concentração e potencial poluidor da população.

População (média)	Pop. Atendida (%)	Carga (kg/dia)	Vazão (m^3/s)	Concentração (mg/L)
24.904	0*	1344,816	0,042**	370,595

Organização: autores, 2021. Notas – (*) Cenário atual PMSB (2016); SANTOS (2018); (**) vazão per capita segundo Von Sperling (1995).

Avaliação da carga máxima total diária (Total Maximum Daily Load – TMDL)

O TMDL, ou a carga máxima total diária, é a quantidade máxima estimada de um poluente que pode ser liberado em um corpo d'água para atender a um padrão de qualidade da água designado para aquele poluente específico, podendo ser Demanda bioquímica de oxigênio, Fósforos totais, Metais, Oxigênio Dissolvido, entre outros. A aplicação da metodologia TMDL deve comtemplar a definição de metas para redução de poluentes, caso se faça necessário, e redução da carga de resíduos das fontes de poluição identificadas (FAN et al., 2020).

Ainda segundo os autores, a metodologia TMDL caracteriza-se como estratégia eficaz na mitigação da poluição, com medidas de controle baseadas na concentração de poluentes específicos, na esperança de manter a qualidade ambiental frente ao stress provocado pela industrialização e urbanização.

O *TMDL* é composto pela soma de três indicadores:

$$TMDL = \sum WLA + \sum LA + MOS \qquad \text{Equação 1.0}$$

Onde: WLA representa a carga máxima permitida de fontes pontuais; LA é carga máxima permitida de fontes difusas e MOS é uma margem de segurança usada para contabilizar a incerteza na relação entre as cargas poluentes e a qualidade do corpo receptor (FAKHRAEI et al., 2017).

Rocha (2007) complementa explicitando as etapas que envolvem a aplicação da metodologia TMDL:

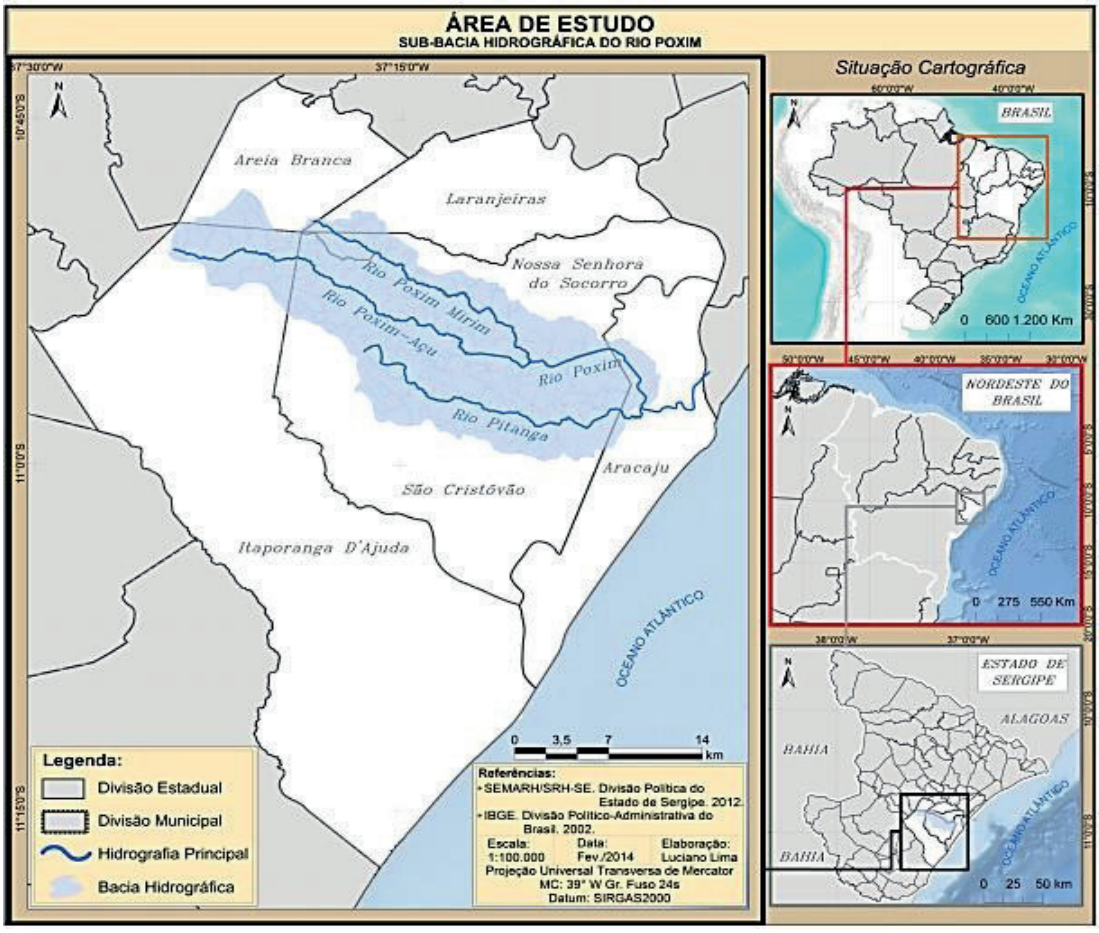
1. Nome e localização do corpo hídrico ameaçado ou impactado;
2. Identificação do problema;
3. Análise dos objetivos;
4. Identificação e avaliação das fontes poluidoras;
5. Associação entre os objetivos de qualidade e as fontes poluidoras;
6. Alocação das cargas poluidoras; e
7. Planos de implementação e monitoramento.

Portanto, nos próximos tópicos será feita a aplicação da metodologia TMDL seguindo os pontos explicitados acima.

Nome e Localização

Segundo Vasco e colaboradores (2011), a sub-bacia hidrográfica do rio Poxim está localizada sob as coordenadas geográficas 11°01’ e 10°47’ de latitude sul e 37°01’ e 37°24’ de longitude oeste, permeando 6 municípios do Estado de Sergipe, sendo eles: Itaporanga d’Ajuda, Areia Branca, Laranjeiras, Nossa Senhora do Socorro, São Cristovão e Aracaju. Essa sub-bacia pertence à bacia hidrográfica do Rio Sergipe e é composta pelos rios Pitanga, Poxim-Mirim e Poxim-Açú, sendo que estes dois últimos afluem no principal Rio dessa sub-bacia, o Rio Poxim (Figura 01). (GONÇALVES; GOMES, 2014; BRITTO *et al*., 2012; VASCO *et al*., 2011).

Figura 01. Localização o da Sub-bacia hidrográfica do rio Poxim no Brasil, Nordeste e Sergipe.



Fonte: Gonçalves; Gomes, 2014.

Corresponde a 14,9% da área total do estado de Sergipe com 460km², estando situada na porção leste do estado, drena uma superfície de cerca de 382km² e se insere no bioma Mata Atlântica, com clima tropical úmido, tendo seu período chuvoso compreendido entre os

meses de Abril a Agosto e o seco entre os meses de setembro a março. (LIMA *et al.*, 2020; GONÇALVES; GOMES, 2014; BRITTO *et al.*, 2012).

A sub-bacia do Rio Poxim limita-se ao sul pela bacia do rio Vaza-Barris e, ao norte, com o rio Sergipe (LIMA *et al.*, 2020). O rio Poxim, objeto do estudo em questão, possui relevada importância, destacando-se quanto à sua função de abastecimento humano, principalmente na cidade de Aracaju, sendo alvo de constantes intervenções antrópicas como o lançamento de efluentes sanitários, o despejo de resíduos sólidos e a devastação de vegetação nativa, causando impactos de diversas ordens (LIMA *et al.*, 2020; BISPO *et al.*, 2019; GONÇALVES; GOMES, 2014). Mais precisamente o trecho em estudo abrange o bairro Jabotiana, nos conjuntos JK (10°56'42"S, 37°4'57"O) e Sol Nascente (10°56'29"S, 37°5'0"O) com ponto no corpo hídrico referenciado nas coordenadas UTM (m) 0709205 L e 8789376 S.

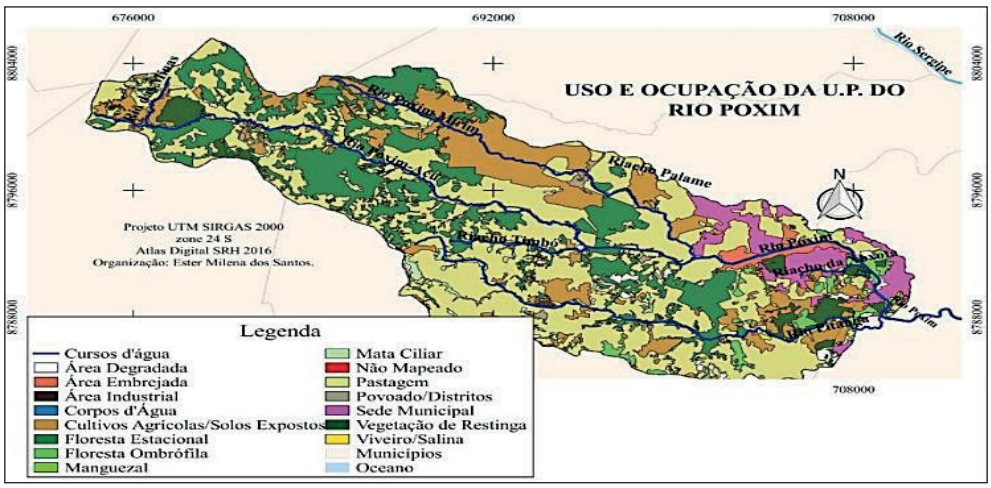
Usos dos recursos hídricos

De acordo com o relatório com propostas de alternativas de enquadramento de corpos d'água da bacia hidrográfica do Rio Sergipe, o diagnóstico atual real dos segmentos que compõe a UP Poxim estão divididos da seguinte forma quanto aos possíveis usos: a) trecho baixo do rio Poxim (POX_4): apto apenas para os usos de navegação e harmonia paisagística; b) rio Poxim Mirim (PXM_U), rio Pitanga (PIT_U), reservatório Poxim-Açu (POX_2) e trecho médio do rio Poxim-Açu (POX_3) estão aptos para os seguintes usos: navegação, harmonia paisagística, dessedentação animal, pesca, recreação de contato secundário, irrigação (culturas arbóreas e forrageiras) e abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional ou avançado); e c) trecho alto do rio Poxim-Açu (POX_1) está apto para aquicultura, recreação de contato primário e irrigação de hortaliças. ((ENGEPLUS; ÁGUA E SOLO, 2018a).

Porém, haja vista que o enquadramento se trata de um instrumento de planejamento que vislumbra metas a serem cumpridas a médio e longo prazo, a fim de que se atinja a qualidade almejada para os usos designados, e levando em conta o enquadramento aprovado pela Secretaria de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (SEMARH) e pelo CBH Sergipe, o trecho em questão, o "POX_4" destina-se principalmente aos usos de: abastecimento para consumo humano (após tratamento convencional ou avançado), dessedentação animal, pesca, recreação de contato secundário e irrigação.

De fato, o Rio Poxim é de fundamental importância para o desenvolvimento municipal levando em conta seu principal uso para abastecimento público de parte da cidade de Aracaju. Sendo assim, a água é um elemento essencial e sua qualidade está diretamente relacionada aos usos do solo na região em questão, sendo considerados na (Figura 02).

Figura 02. Uso e ocupação do solo da Unidade de Planejamento do Rio Poxim.



Fonte: Santos, 2018.

Em termos quantitativos e qualitativos de balanço hídrico, o trecho "POX_4" apresenta um IUD favorável entre 0 e 0,25, sendo que o IUD representa a razão entre Demanda e Disponibilidade de água e um Índice de Qualidade de Água (IDQ) também favorável compreendido entre esses mesmos valores. O trecho utilizado para aplicação da metodologia TMDL compreende uma população estimada de 16078 para o ano de 2021 com projeção geométrica atingindo uma população de 37804 em 2036. Ao considerar um consumo per capita de 240 L/dia como no estudo de Rocha (2007), as projeções de demandas totais de água para cada ano projetado do trecho estudado ficam de acordo com o (Quadro 01).

Quadro 01. Demanda total de água per capita para o trecho estudado em m³/dia

Ano	2021	2026	2031	2036
Uso para abastecimento público	3.858,72	5.130,96	6.822,96	9.072,96

Padrão de Qualidade

Organização: autores, 2021.

Para garantir os usos previstos para o trecho analisado, o Rio Poxim tem como proposta enquadramento na classe 2, a qual possui os padrões definidos pela Resolução CONAMA nº 357 de 2005, de máximo de 5mgO2/L para Demanda Bioquímica de Oxigênio 5 dias à 20ºC (DBO5,20) e mínimo de 5mgO2/L para Oxigênio Dissolvido (OD). Porém, segundo a mesma resolução no Art 10º, inciso 1º

> Os limites de Demanda Bioquímica de Oxigênio (DBO), estabelecidos para as águas doces de classes 2 e 3, poderão ser elevados, caso o estudo da capacidade de autodepuração do corpo receptor demonstre que as concentrações mínimas de oxigênio dissolvido (OD) previstas não serão desobedecidas, nas condições de vazão de referência, com exceção da zona de mistura (BRASIL, 2005, p. 09).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Identificação do problema

O Rio Poxim, especificamente o trecho que abrange a confluência dos rios Poxim Açu e Poxim Mirim até a confluência com o rio Pitanga, possui enquadramento sugerido pelo Comitê da Bacia Hidrográfica (CBH) do Rio Sergipe como Água Doce Classe 2, tendo segmento denominado como "POX_4" (ENGEPLUS; ÁGUA & SOLO, 2018).

Os recursos hídricos classificados em Águas Doces Classe 2, segundo a Resolução CONAMA n° 357 de 2005, destinam-se a: a) ao abastecimento para consumo humano, após tratamento convencional; b) à proteção das comunidades aquáticas; c) à recreação de contato primário, tais como natação, esqui aquático e mergulho; d) à irrigação de hortaliças, plantas frutíferas e de parques, jardins, campos de esporte e lazer, com os quais o público possa vir a ter contato direto; e e) à aqüicultura e à atividade de pesca.

De acordo com Santos (2018), o trecho em estudo apresenta grande degradação da mata ciliar aos arredores do Rio Poxim, o que torna de fácil acesso para a instauração de residências. Além disso, apresenta grande aporte de lançamento de efluentes e resíduos sólidos descartados de modo irregular às margens ou diretamente no recurso hídrico em questão, caracterizando a presença de fortes odores.

Bispo *et al*., (2019) também identificaram como fontes de poluição nessa área as galerias e os canais de drenagem das residências com ligações às margens do Rio. Além disso, na região em estudo, há aporte do remanescente de Estações de Tratamento de Esgoto (ETEs), sendo que o trecho do bairro em si ainda apresenta índice de coleta pública de esgoto sanitário igual a zero, sendo utilizados sistemas individuais ou até mesmo feitos despejos diretamente in natura nas galerias de drenagem.

Carga Poluidora Máxima

Como exposto em Rocha (2007), o TMDL, ou a carga poluidora máxima, é constituído por dois tipos de carga poluidora, sendo elas as cargas advindas de fontes pontuais, as cargas advindas de fontes difusas, e uma margem de segurança adotada devido à possíveis incertezas na determinação dos outros dois itens. A soma dos três resulta no TMDL, que é o valor máximo de carga admitido para que não comprometa os padrões de qualidade da água desejados para os usos no corpo d'água de acordo com seu enquadramento.

Assim, considerando a vazão para o Rio Poxim Q:0,64m³/s e o valor de DBO5,20 máximo de 5mgO2/L (BRASIL, 2005) partir-se-á para a aplicação das equações.

Carga = Concentração * Vazão

$$\text{Carga} = \frac{5*10^{-6}\ Kg\ \ de\ DBO}{10^{-3}\ m^3} * \frac{0{,}64*24*3600*m^3}{dia}$$

Equação 2.0

$$\text{Carga} = TMDL \cong 277\ Kg\ de\ \frac{DBO}{dia}$$

Portanto, o valor 277kg de DBO/dia é adotado para que se possa chegar à condição de efetivação do enquadramento pretendido. Não obstante, é importante salientar a necessidade de adoção de metas progressivas intermediárias de qualidade da água para que se possa ser possível atingir o enquadramento desejado.

Carga poluidora que diverge do limite determinado

Com base nos cálculos realizados de estimativa de cargas poluidoras populacional e industrial, observa-se que a carga poluente remanescente da indústria de laticínios é da ordem de 129,600 kg de DBO5,20/dia. Já em relação à carga de efluentes domésticos obteve-se o valor de 1344,816 kg de DBO5,20/dia. A partir daí, é possível calcular a concentração de DBO no recurso hídrico, após o recebimento das cargas poluidoras. A equação que determina o valor dessa concentração é dada por:

$$C_m = \frac{Q_d * C_d + Q_r * C_r}{Q_d + Q_r},$$

Equação 3.0

Cm - Concentração de determinado poluente no corpo receptor, após a mistura com o despejo (mg/l);

Cd – Concentração do poluente no efluente (mg/l);

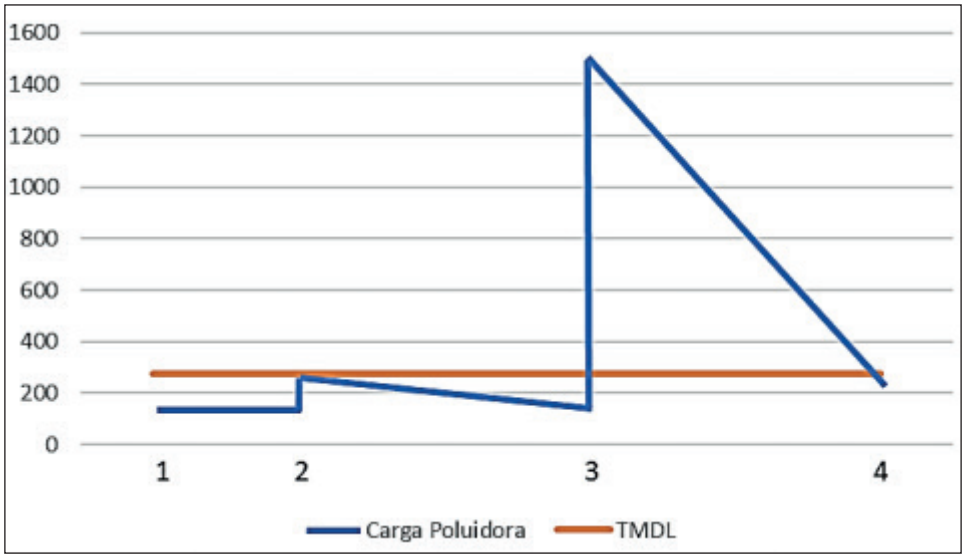
Cr – Concentração do poluente, no corpo receptor, antes de receber o efluente (mg/l); Qd – Vazão de efluentes (m3/s);

Qr – Vazão do corpo receptor (m3/s).

Para levar em consideração a capacidade de autodepuração do corpo d'água receptor utilizou- se o software Excel para confecção de gráfico tendo como valores de entrada a DBO do rio de 134,00 Kg/dia de acordo com Santos (2018), e as cargas iniciais e após mistura da indústria e da população.

No gráfico abaixo (Figura 3) pode-se observar que não há violação do *TMDL* para o lançamento da indústria, mas o valor chega muito próximo ao valor do *TMDL* com 264 Kg de DBO/dia. Porém, quando acontece o lançamento da carga poluidora da população, há uma acumulação de cargas e uma consequente violação do valor máximo diário permitido, chegando a 1484,816 Kg de DBO/dia.

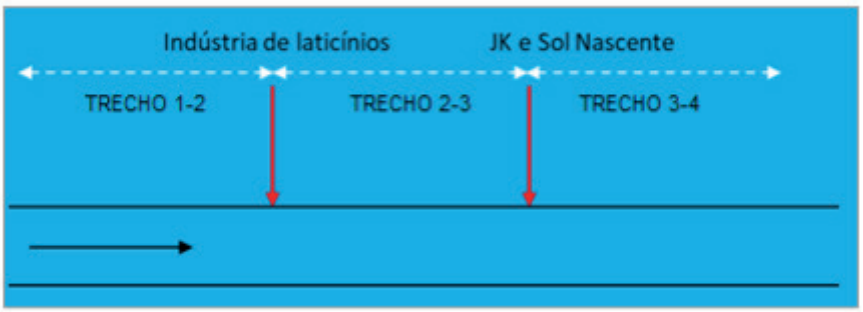
Figura 3. Distribuição do aporte de carga poluidora kg/dia por trecho.



Organização: autores, 2021.

Do ponto 1 ao 2, no gráfico, representa o estado inicial do rio com a carga de 134,00 Kg de DBO/dia. Já no ponto 2 ocorre o lançamento da carga da indústria acumulando com a DBO anterior. Na sequência, o ponto 3 representa a carga após a mistura. Ainda nesse ponto, quando o eixo das ordenadas atinge o maior valor positivo (1484,816), ocorre a acumulação de DBO com o lançamento da carga da população, por fim o ponto 4 representa as cargas acumuladas após a mistura no corpo hídrico. Melhor representado na (Figura 4).

Figura 4. Alocação das cargas ao longo do recurso hídrico.



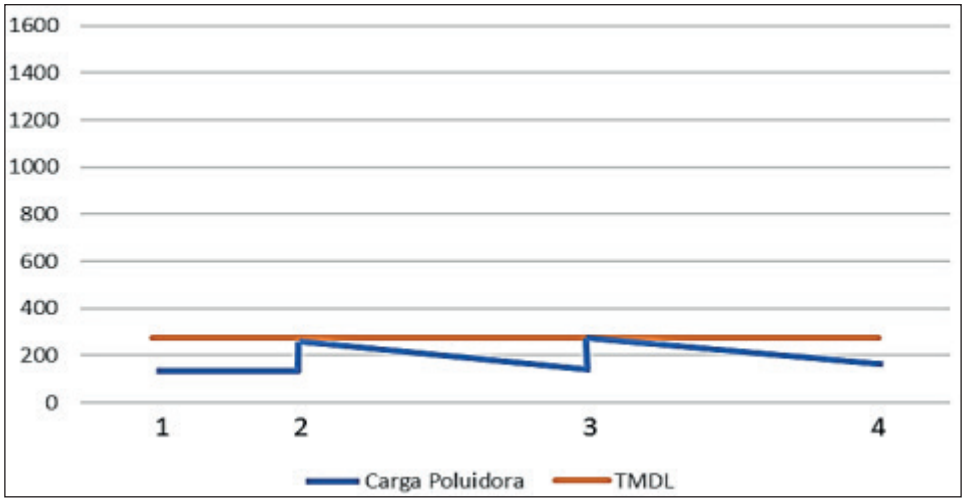
Organização: autores, 2021.

Associação entre os objetivos de qualidade e as fontes poluidoras

Há a necessidade de estabelecer um nível de atendimento com rede de coleta de esgoto de 90% para a população dos conjuntos JK e Sol Nascente, como considerado no cenário otimista projetado no plano municipal de saneamento básico, para que os níveis possam voltar a atender a carga poluidora máxima para alcance do enquadramento desejado para o rio Poxim naquele trecho. A (Figura 5) ilustra a nova distribuição do aporte de carga poluidora

para essa condição, identificando que entre os trechos 2 e 4 não é possível que haja nenhum novo lançamento de DBO para que não haja comprometimento do enquadramento desejado.

Figura 5 – Distribuição do aporte de carga poluidora kg/dia por trecho.



Organização: autores, 2021.

Margem de segurança

Desde o início, as premissas adotadas para o cenário foram majoradas como instituição de uma margem de segurança, por isso, não foi necessário estabelecer um valor de margem de segurança na metodologia *TMDL*. De acordo com Rocha (2007) não é recomendável adotar margens de seguranças altamente majoradas para que não haja dificuldade na implementação e no controle da poluição.

Planos de implementação e monitoramento

Para o caso estudado, algumas medidas podem ser descritas para promover a manutenção da qualidade de água desejada, voltadas à redução da carga poluidora da população. Essas medidas devem vir acompanhadas de um conjunto de ações de implementação gerenciamento e acompanhamento, envolvendo confecção de cronograma, definição de controle legal ou regulatório, estimativa de tempo requerido para alcance dos padrões e metas, planos de monitoramento e revisão de toda a aplicação da metodologia (ROCHA, 2007).

Portanto, dentre as principais medidas que podem ser tomadas para o caso estudado destacam- se: a) aumento do índice de atendimento com rede coletora e tratamento de esgotos domésticos (individual e coletivo) alcançando 90% da população; e b) monitoramento e avaliação dos impactos potenciais e futuros.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

A metodologia *TMDL* possibilitou a caracterização do trecho do rio Poxim quanto ao seu comportamento frente as cargas de DBO. Identificou-se a violação dos padrões de qualidade almejados e assim foi realizada a alocação das cargas divergentes. A partir disso foram estabelecidas possíveis medidas de gerenciamento, como aumento do índice de atendimento com rede de coleta de esgoto ou instalação de estações individuais de tratamento seguida de constantes fiscalizações.

Outrossim, as informações levantadas a partir da metodologia desenvolvida se demonstram de extrema relevância na adoção de medidas para manter a qualidade requerida para os cursos d'água segundo seus usos pretendidos.

REFERÊNCIAS

1. BRASIL. (2005). *Resolução CONAMA n°357, de 17 de março de 2005. Dispõe sobre a classificação dos corpos de água e diretrizes ambientais para o seu enquadramento, bem como estabelece as condições e padrões de lançamento de efluentes, e dá outras providências*. Publicado no D.O.U.

2. BISPO, B.R.S.; (...) *et al*. (2019). *Percepção da comunidade do bairro Jabotiana frente aos seus aspectos ambientais*. XII Encontro de Recursos Hídricos em Sergipe. Aracaju/SE.

3. BRITTO, F.B.; (...) *et al*. (2012). *Herbicidas no alto Rio Poxim, Sergipe e os riscos de contaminação dos recursos hídricos.* Revista Ciência Agronômica, v. 43, n. 2, p. 390-398.

4. ENGEPLUS; ÁGUA & SOLO. (2018). *Enquadramento dos corpos d´água da bacia hidrográfica do Rio Sergipe, no estado de Sergipe – Relatório de análise e deliberação do CBH Sergipe*. 23p.

5. ESUS, E.N.; *et al*. (2015). *Estrutura dos Fragmentos Florestais da Bacia Hidrográfica do Rio Poxim-SE, como Subsídio à Restauração Ecológica.* Rev. Árvore, Viçosa, v. 39, n. 3, p. 467-474.

6. FAKHRAEI, H.; (...) *et al*. (2017). *Sensitivity and uncertainty analysis of PnET-BGC to inform the development of Total Maximum Daily Loads (TMDLs) of acidity in the Great Smoky Mountains National Park*. Environmental Modelling & Software, v. 95, pp. 156-167.

7. FAN, C.; (...) *et al*. (2020). *Model-based carrying capacity investigation and its application to total maximum daily load (TMDL) establishment for river water quality management: A case study in Taiwan.* Journal of Cleaner Production. v. 125251.

8. GONÇALVES, B.V.; GOMES, L.J. (2014). *Percepção ambiental de produtores rurais na recuperação florestal da sub-bacia hidrográfica do rio Poxim – Sergipe*. Revista Desenvolvimento e Meio Ambiente, Editora UFPR. v. 29, pp. 127-138.

9. LIMA, M.H.R.; (...) *et al*. (2020). *Hydrochemical characteristics of water in the Poxim – Sergipe river hydrographic sub-basin*. Brazilian Journal of Development, Curitiba, v. 6, n. 11, pp. 89443-89455.

10. ROCHA, D. (2007). *Proposta Metodológica para Integração dos Instrumentos de Gerenciamento de Recursos Hídricos*. Tese de Douturado, COPPE/UFRJ, Engenharia Civil, 285p.

11. SANTOS, E.M. (2018). *Diagnóstico e modelagem matemática da qualidade da água como ferramentas na gestão de recursos hídricos: caso do Rio Poxim*. Trabalho de Conclusão de Curso. Universidade Federal de Sergipe (UFS). Departamento de Engenharia Ambiental, São Cristóvão, 85p.

12. SERGIPE. Secretaria de Estado do Meio Ambiente e dos Recursos Hídricos – SEMARH. (2011). *Plano Estadual de Recursos Hídricos de Sergipe – PERH-SE Relatório Final.* Aracaju.

13. SILVA, E.O. (2016). *Importância socioeconômica e cultural da produção de queijo artesanal para o desenvolvimento rural em Nossa Senhora da Glória.* Trabalho de Conclusão de Curso. IFS, 62p.

14. VASCO, A.N.; (...) *et al*. (2011). *Avaliação espacial e temporal da qualidade da água na sub-bacia do rio Poxim, Sergipe, Brasil*. Ambiente & Água - Revista Interdisciplinar de Ciências Aplicadas, v. 6, is. 1, pp. 118-130.

15. VON SPERLING, M. (1995). *Princípios do Tratamento Biológico de Águas Residuárias – Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. v.01. 4ed. Minas Gerais: ABES.

16. VON SPERLING, M. (2014). *Introdução à qualidade das águas e ao tratamento de esgotos*. 4. ed. Belo Horizonte: Editora UFMG. 472 p. ISBN 978-85-423-0053-6.

17. ZHAO, Y.; (...) *et al*. (2021). *Comprehensive evaluation and influencing factors of urban agglomeration water resources carrying capacity*. Journal of Cleaner Production. v. 288, i. 125097.

22

Modelagem de áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em municípios sob influência da mineração de bauxita na zona da mata mineira

Luiz Henrique Elias **Cosimo**
UFV

Sebastião Venâncio **Martins**
UFV

José Marinaldo **Gleriani**

10.37885/210404400

RESUMO

Objetivo: O objetivo deste estudo foi realizar uma análise preliminar de áreas prioritárias para a realização de plantios de restauração florestal compensatória através de análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas em quatro municípios sob a influência da mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais. **Método:** A análise seguiu uma abordagem de escala de adequabilidade, a qual variou entre 0 e 255, utilizando cinco fatores: APPs, declividade, uso e cobertura do solo, distância de fragmentos florestais conservados e corredores ecológicos. Os fatores foram agregados sob três diferentes cenários de risco: WLC, OWA com risco baixo e OWA com risco alto. Tal risco representa a possibilidade de que alternativas selecionadas não atendam a todos os critérios. **Resultados:** A quantidade de áreas onde a prioridade para restauração foi classificada como alta ou muito alta foi maior nos cenários que envolviam maior risco. O cenário OWA com risco baixo busca garantir o atendimento dos critérios utilizados, porém as áreas consideradas aptas foram muito restritas. Já no cenário OWA com risco alto, os fatores de elevada adequabilidade em cada local são favorecidos, resultando em mais áreas aptas. **Conclusão:** Este estudo serve como orientações gerais em um contexto de paisagem, sugerindo alternativas que podem trazer maiores benefícios da restauração florestal e representa uma das muitas ações que vem sendo realizadas no contexto da sustentabilidade ambiental da mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais.

Palavras-chave: Compensação Ambiental, Sustentabilidade, Restauração Ecológica.

INTRODUÇÃO

A mineração é uma atividade de base de extrema importância para a economia do Brasil. Em Minas Gerais, a mineração é responsável pela geração de milhares empregos e arrecadação de impostos (ANM, 2019). A mineração de bauxita se destacada dentro deste setor, pois esta é percursora do alumínio primário, a partir do qual diversos produtos com aplicação na construção civil, transportes, indústria de eletricidade, bens de consumo, embalagens, máquinas e equipamentos são fabricados (Menzie et al., 2010; ABAL, 2017).

A mineração de bauxita tem sido realizada na Zona da Mata de Minas Gerais desde 1992, primeiramente concentrada na região de Itamarati de Minas e, mais recentemente, na região de Miraí (ABAL, 2017). Os corpos de bauxita da região são geralmente pequenos, de pouca profundidade e espalhados na paisagem, o que facilita a reabilitação e restauração das áreas mineradas. Assim, a atividade de mineração é rápida (poucos meses), pontual e progressiva, ocorrendo principalmente nas terras antropizadas que predominam na região, como pastagens e plantios de café (Balestrin et al., 2020). Entretanto, em alguns casos, estas áreas podem estar associadas com árvores nativas isoladas, que devem ser suprimidas para acessar o minério, o que condiciona a necessidade de uma compensação ambiental através do plantio de espécies nativas.

A legislação ambiental de Minas Gerais exige o plantio de 25 a 40 mudas para cada exemplar de árvore nativa suprimida a depender do total de indivíduos para supressão autorizados pelo órgão ambiental (COPAM, 2008). Como a empresa explora diversas áreas ao longo do ano, esta condição resulta em uma grande demanda de plantios de compensação.

Embora a legislação sugira que esta compensação priorize plantios em Áreas de Preservação Permanente (APPs - como margens de cursos d'água, entorno de nascentes e áreas declivosas), áreas próximas à Reserva Legal (área do imóvel rural coberta por vegetação natural de acordo com as exigências do Código Florestal) e áreas que promovam conectividade florestal (COPAM, 2008), a localização destes plantios não é previamente determinada. Com isto, surge a oportunidade de realizar a restauração florestal em um contexto de paisagem, buscando restaurar os processos ecológicos em uma escala maior, como prega a restauração florestal de paisagens (Mansourian e Vallauri, 2005; Maginnis et al., 2012).

Com isto, o planejamento e definição de áreas prioritárias para restauração é extremamente importante, pois os recursos devem ser direcionados àquelas áreas que irão promover o máximo de benefícios (Palik et al., 2000; Orsi et al., 2011). Dentre deste contexto, a análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas tem sido tratada como uma alternativa eficiente para priorização de áreas para conservação e restauração (Mendoza e Martins, 2006; Valente et al., 2017; Mello et al., 2018), pois permite agregar um

grande conjunto de critérios relevantes para a resolução de um problema espacial e auxiliar no processo de tomada de decisão (Chakhar e Martel, 2003; Malczewski, 2006).

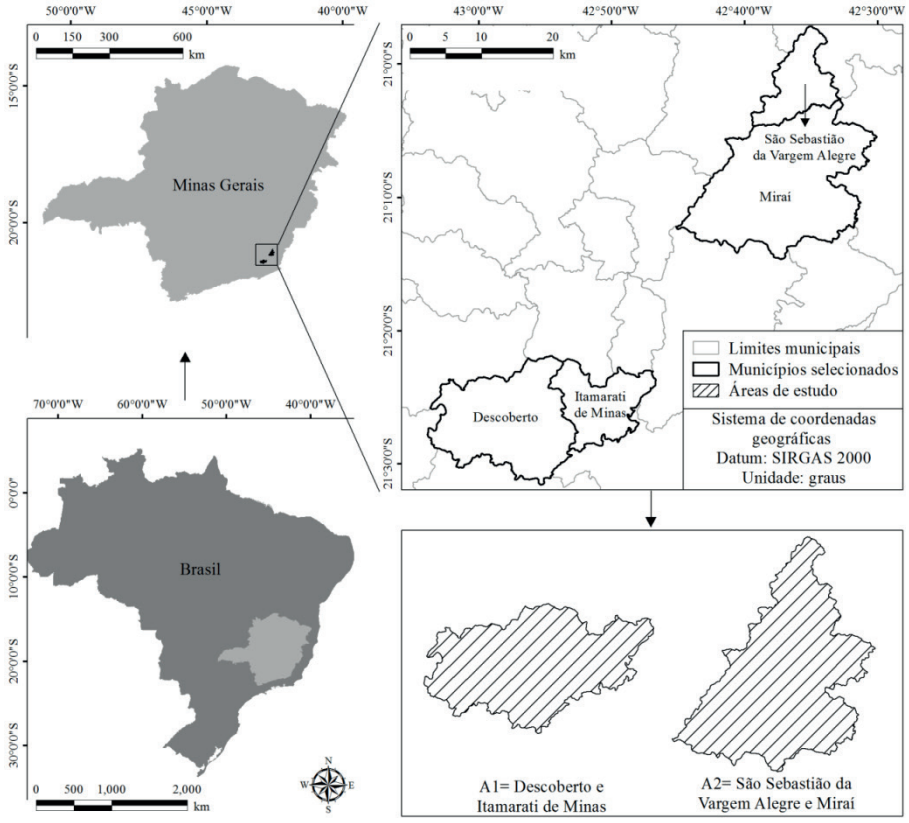
O objetivo deste estudo foi sugerir áreas prioritárias para restauração florestal compensatória através de análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas em municípios sob a influência da mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais.

MÉTODO

Áreas de estudo

O estudo foi realizado em quatro municípios da Zona da Mata de Minas Gerais sob influência da mineração de bauxita. Municípios adjacentes foram unidos para otimizar o processamento e a apresentação dos resultados, com a denominação de A1 (Descoberto e Itamarati de Minas) e A2 (Miraí e São Sebastião da Vargem Alegre) (Figura 1).

Figura 1. Localização e delimitação das áreas de estudo A1 (Descoberto e Itamarati de Minas) e A2 (São Sebastião da Vargem Alegre e Miraí)



Análise multicritério

Fatores e restrições

Fatores e restrições foram definidos com base em uma imagem multiespectral MSI/Sentinel-2, um modelo digital de elevação (MDE) ALOS/PALSAR e dados da Infraestrutura de Dados Espaciais do Sistema Estadual de Meio Ambiente e Recursos Hídricos (IDE-Sisema). O MDE foi reamostrado para a resolução de 10 metros através da interpolação bilinear para uma sobreposição perfeita com a imagem multiespectral e assim possibilitar o processamento simultâneo dos arquivos.

Cinco fatores foram utilizados para modelar a adequabilidade para restauração florestal nos municípios estudados: APPs, declividade, uso e cobertura do solo, distância de fragmentos florestais conservados e corredores ecológicos. Os fatores foram padronizados em uma escala de adequabilidade variando de 0 a 255 para posterior agregação. Os fatores categóricos foram padronizados através da atribuição de valores e os fatores contínuos através do uso de funções sigmoidais, conforme literatura pertinente. As restrições foram definidas através de usos e coberturas do solo desconhecidos ou que impossibilitam a restauração florestal de alguma forma ara mais detalhes sobre a delimitação e atribuição de adequabilidade dos fatores, consultar Cosimo (2020).

Os fragmentos florestais conservados foram selecionados através da análise das seguintes métricas: área total (AREA), área central (CORE), distância do vizinho mais próximo (ENN), índice de forma (SHAPE) e número de áreas centrais disjuntas (NCORE), considerando uma borda de 60 metros. Apenas os fragmentos com pelo menos 10 ha de área total foram estudados, usando o *software* Fragstats 4.2.

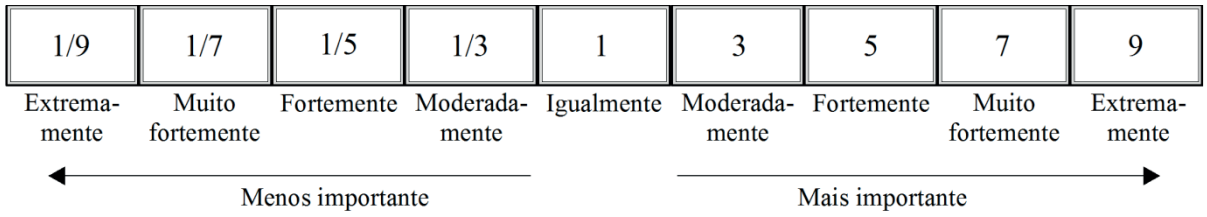
Os corredores ecológicos foram delimitados visando a conexão dos fragmentos selecionados no passo anterior. As rotas propostas para a passagem de corredores foram encontradas através da análise de caminho de menor custo (*least cost path* - LCP), que determina o caminho de menor resistência entre um ponto de origem e destino. A resistência de cada célula foi representada por critérios relacionados ao uso e cobertura do solo, APPs, declividade e tamanho dos fragmentos. Os valores de referência foram adaptados de Santos et al. (2018).

Agregação dos fatores da análise multicritério

Após um arquivo para cada fator ter sido preparado e todos eles padronizados na mesma escala, eles foram hierarquizados através do processo analítico hierárquico (*Analytic Hierarchy Process* - AHP) (Figura 2), tentando conciliar sua importância ecológica e viabilidade na restauração florestal da região (Tabela 1). A razão de consistência desta hierarquização

foi de 0,05, sendo recomendada uma razão abaixo de 0,1 para certificar a coerência dos pesos atribuídos (Saaty, 1980).

Figura 2. Escala de importância relativa no Processo Analítico Hierárquico



Fonte: Adaptado de Eastman (2015)

Tabela 1. Comparação par a par da importância relativa dos fatores e pesos estatísticos para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2

Fatores	Decliv	UsoCob	CorEc	DistFrag	APPs	Peso
Decliv	1	1/3	1/5	1/7	1/9	0,0333
UsoCob	3	1	1/3	1/5	1/7	0,0634
CorEc	5	3	1	1/3	1/5	0,1290
DistFrag	7	5	3	1	1/3	0,2615
APPs	9	7	5	3	1	0,5128

Decliv= declividade, UsoCob= uso e cobertura do solo, CorEc= corredores ecológicos, DistFrag= distância de fragmentos florestais conservados, APPs= Áreas de Preservação Permanente

Em seguida, os fatores foram agregados sob três cenários diferentes: a Combinação Linear Ponderada (*Weighted Linear Combination* - WLC), a Média Ponderada Ordenada (*Ordered Weighted Averaging* - OWA) com risco baixo e a OWA com risco alto (Eastman, 2015). Tal rico representa a possibilidade da seleção de uma alternativa que não atenda a todos os critérios selecionados.

Na WLC os fatores são agregados através de uma combinação ponderada utilizando os pesos obtidos no processo de hierarquização. Na OWA, um segundo conjunto de pesos é atribuído aos fatores, chamados pesos de ordenação, que permite obter diversas soluções dentro de um espaço de decisão estratégica, variando o risco e compensação entre os fatores Jiang e Eastman (2000).

Estes três cenários foram considerados para proporcionar diferentes possibilidades aos tomadores de decisão, gestores de terra e demais atores envolvidos a quem esta análise possa interessar. Os pesos de ordenação para cada análise estão descritos da Tabela 2. O preparo da base de dados foi realizado no software ArcMap 10.3.1 e a agregação dos fatores foi realizada no *software* TerrSet 18.3. Por fim, os arquivos foram classificados com base em intervalos equidistantes de adequabilidade em cinco classes de prioridade para restauração florestal compensatória.

Tabela 2. Pesos de ordenação utilizados na análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2 sob três cenários de risco

Pesos de ordenação		
OWA - risco baixo	WLC	OWA - risco alto
0,27	0,2	0,05
0,26	0,2	0,20
0,22	0,2	0,22
0,20	0,2	0,26
0,05	0,2	0,27
ANDness	ANDness	ANDness
0,63	0,50	0,38
Compensação	Compensação	Compensação
0,80	1,00	0,80

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Fatores para a análise multicritério

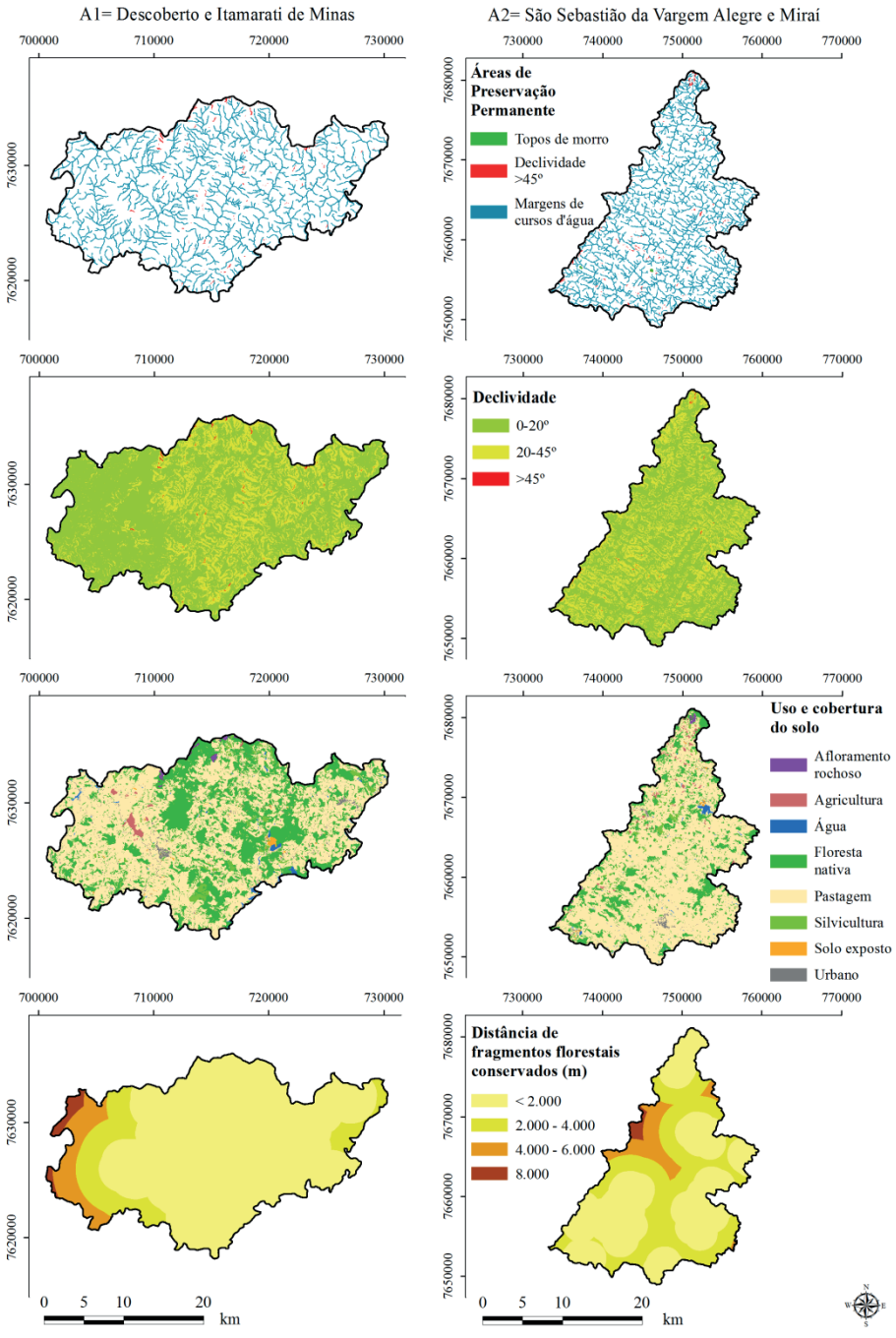
Quatro dos cinco fatores utilizados na análise multicritério são apresentados na Figura 3. A maior importância relativa atribuída às APPs no processo de hierarquização dos fatores deve-se à sua grande importância ecológica. APPs às margens de cursos d'água são capazes de aumentar a conectividade da paisagem (Gillies e Clair, 2008), além evitar a deposição de sedimentos nas calhas dos rios (Sparovek et al., 2002). A proteção de APPs de áreas declivosas também é importante, pois o escoamento da água é mais intenso nessas áreas e pode causar erosão (Didoné et al., 2017), especialmente nas pastagens mal manejadas da região (Galdino et al., 2016). Cabe destacar que as melhores pastagens, com maior cobertura de solo e redução de processos erosivos são justamente aquelas recuperadas após a mineração de bauxita, devido às técnicas de conservação do solo adotadas no processo de mineração e reabilitação (Balestrin et al., 2018).

Neste sentido, atribuir maior adequabilidade acompanhando o aumento da declividade é uma medida complementar que, além buscar proteger o solo em áreas mais íngremes, ainda considera um fator de interesse social, que é o uso do solo para agricultura e demais usos antrópicos. Estes critérios combinados devem ser considerados na restauração florestal e deverão ter um impacto direto na qualidade da água (Vettorazzi e Valente, 2016; Mello et al., 2018).

O comportamento dos fragmentos das duas áreas de estudo variou muito em relação às métricas avaliadas. Em geral, os maiores fragmentos apresentaram um fator de forma e número de áreas centrais disjuntas elevados. Porém os fragmentos com formato regular eram, em sua maioria, de pequena dimensão. Devido à impossibilidade de selecionar um conjunto de fragmentos que apresentassem características desejáveis em todas as métricas, um limiar de 40 ha de área central foi estabelecido nas duas áreas, partindo do princípio que

esta caracterização é importante para conservação de biodiversidade e de certa reforma reflete um comportamento positivo de outras métricas. Isto é, um fragmento com 40 ha de área central pode ter uma forma extremamente irregular, mas em compensação teria que ter uma área total muito grande para alcançar esse valor. Em contrapartida, um fragmento de menor dimensão deveria apresentar uma forma muito regular para apresentar pelo menos 40 ha de área central. A partir desta abordagem, 9 fragmentos foram selecionados em A1, enquanto 12 fragmentos foram selecionados em A2.

Figura 3. Fatores da análise multicritério para indicar áreas prioritárias para restauração florestal compensatória em A1 e A2



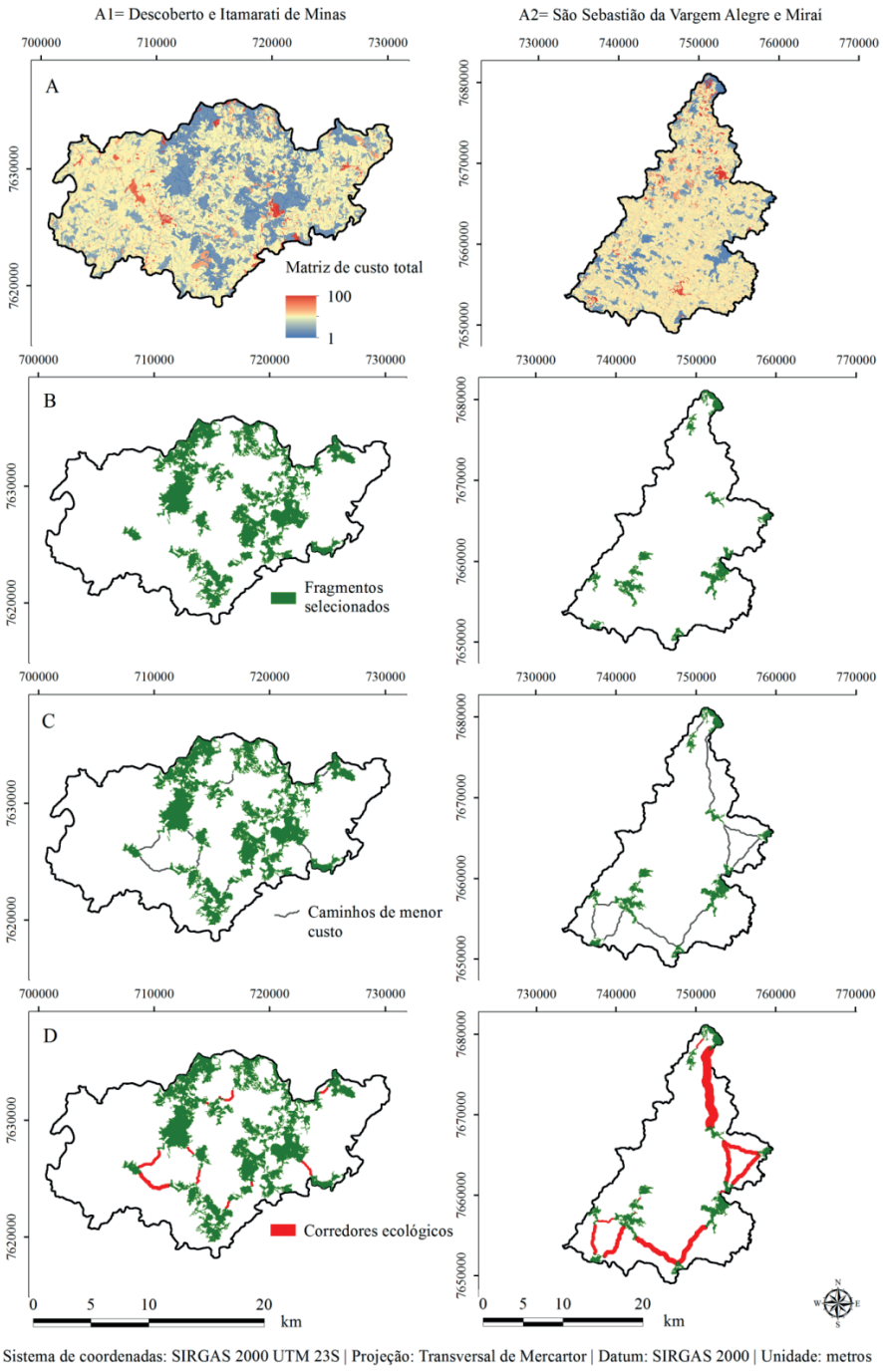
Sistema de coordenadas: SIRGAS 2000 UTM 23S | Projeção: Transversal de Mercartor | Datum: SIRGAS 2000 | Unidade: metros

O fator relacionado à distância de fragmentos florestais conservados parte da premissa que estes fragmentos são mais importantes para a conservação da biodiversidade, pois possuem recursos para abrigar mais espécies e maiores populações destas espécies (Seoane, 2010; Struebig et al., 2011), especialmente aquelas sensíveis às alterações nas bordas da floresta (Ewers e Didham, 2007). Assim, é possível que uma maior área conservada próxima a estes fragmentos possa diminuir os efeitos de borda provocados por pressão antrópica. Além disso, a restauração florestal próxima a estes fragmentos poderia aumentar a área funcionalmente conectada para espécies que conseguem percorrer maiores distâncias pela matriz (Bennett e Mulongoy, 2006).

Após o processamento da ferramenta LCP, cada fragmento selecionado foi conectado aos dois fragmentos mais próximos, conforme mostrado na Figura 4. Esta técnica otimizou a conexão entre fragmentos passando por células menos custosas, ou seja, por áreas de pastagem, de declividade acentuada e APPs, além de passar preferencialmente pelos fragmentos florestais já existentes, principalmente aqueles de maiores dimensões. A largura de cada corredor foi 10% do comprimento ou um valor mínimo de 100 metros conforme Santos et al. (2018). Em seguida, eles foram unidos e receberam adequabilidade máxima para agregação com os outros fatores.

Esta análise é pioneira em considerar uma rede ecológica de fragmentos florestais conservados dentro do contexto da análise multicritério. Em A1, uma porção da cobertura florestal merece destaque, pois faz parte da Reserva Particular do Patrimônio Natural (RPPN) Alto da Boa Vista, no município de Descoberto. Esta RPPN está localizada na Serra do Relógio, região de notável importância para conservação da biodiversidade de Minas Gerais (Drummond et al., 2005; Gomides e Sousa, 2012). Embora nem todos os fragmentos selecionados sejam áreas protegidas, eles devem ser conservados por representarem os melhores habitats para espécies florestais sensíveis à fragmentação considerando as métricas apresentadas neste estudo.

Figura 4. Corredores ecológicos delimitados em A1 e A2



Matriz de custo total; B= fragmentos selecionados para conexão; C= resultado da análise de caminho de menor custo; D= corredores ecológicos após a aplicação do buffer de 10% do comprimento em cada caminho encontrado

Diversos autores defendem que qualquer estratégia de conservação deve se dirigir à fragmentação e conectividade da paisagem (Berggren et al., 2002; Damschen et al., 2006; Horskins et al., 2006). É esperado que o manejo correto dentro de corredores contribua para aumentar a área funcionalmente conectada para espécies florestais (Castellón e Sieving, 2006; Martensen et al., 2008). Assim, é importante incentivar medidas que aumentem a permeabilidade da matriz nas áreas delimitadas como corredores ecológicos nesta análise (Baum et al., 2004; Murphy e Lovett-Doust, 2004; Prevedello e Vieira, 2010; Aben et al.,

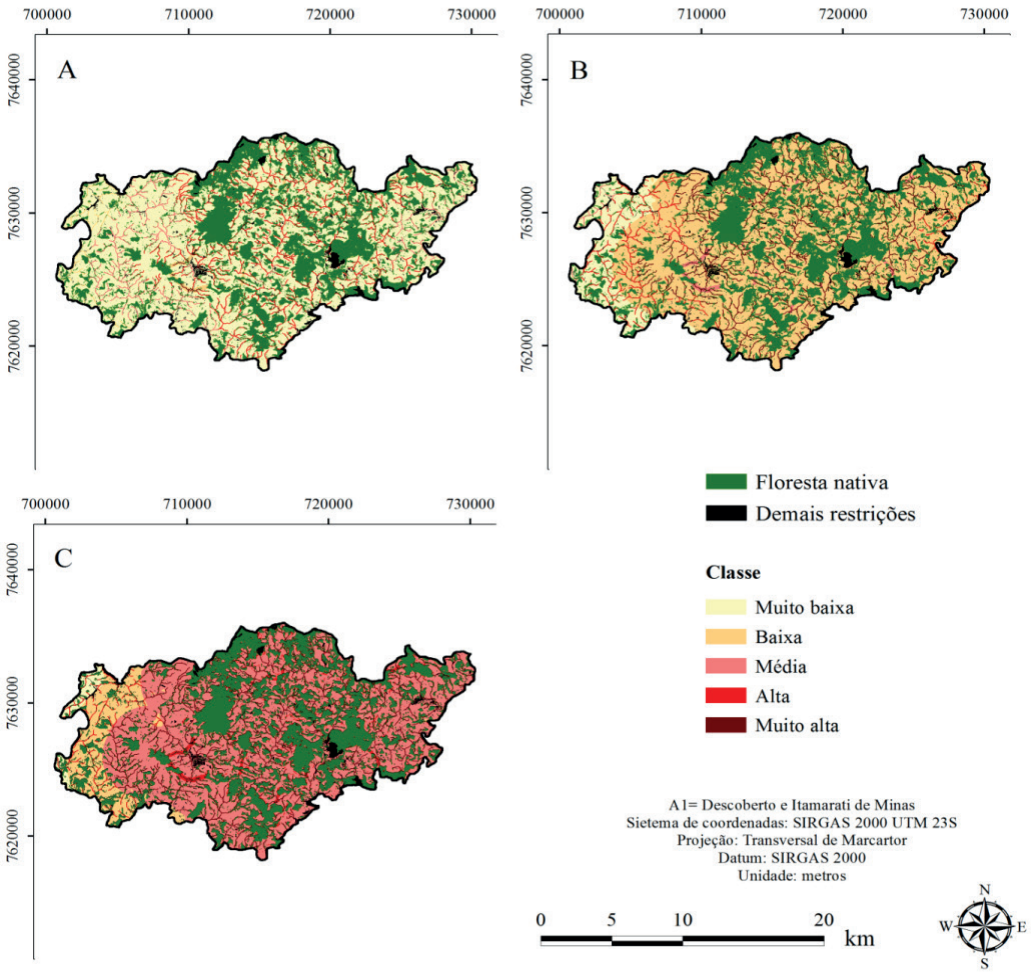
2012), especialmente a restauração florestal (Santos Júnior et al., 2016), mas também substituição das áreas de pastagens extensivas por mosaicos multifuncionais com usos do solo menos intensivos (Donald e Evans, 2006; Vos et al., 2007) e plantios florestais (Fonseca et al., 2009), por exemplo.

Áreas prioritárias para restauração florestal compensatória

As Figuras 5 e 6 mostram o resultado após a agregação dos fatores nos três cenários de risco e classificação em cinco classes de prioridade para A1 e A2, respectivamente. A quantidade de áreas onde a prioridade para restauração foi classificada como alta ou muito alta aumentou nos cenários que envolviam maior risco. Visualmente, é possível observar este aumento e ainda uma diferenciação nos níveis de adequabilidades relacionados às áreas delimitadas como corredores ecológicos, que se destacam nos mapas finais juntamente com as APPs.

Como comportamento geral, a tendência de migração de uma classe para outra com prioridade superior foi observada com o aumento do risco (Tabela 3). A área correspondente à classe de prioridade “Muito Alta” saiu de 0,25 e 0,89% no cenário mais conservador e alcançou 10,95 e 10,74% no cenário mais arriscado em A1 e A2, respectivamente. No cenário OWA com risco baixo, mais de 80% em ambas as áreas estava concentrada na classe de prioridade para restauração “Muito Baixa”. Enquanto isso, no cenário WLC, a maior porcentagem foi da classe “Baixa” e no cenário OWA com risco alto, a predominância foi da classe “Média”.

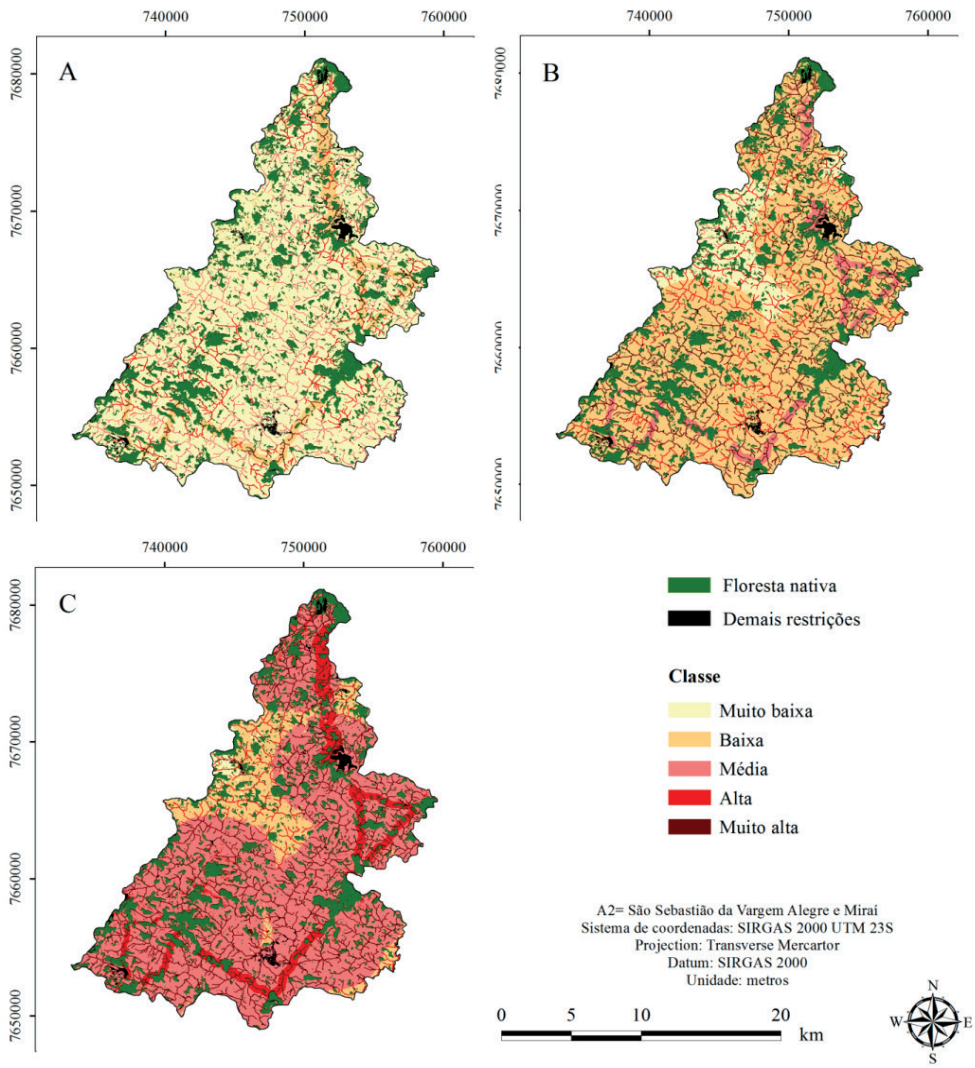
Figura 5. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória em A1 sob três cenários de risco



A= OWA com risco baixo (ANDness = 0,63); B= WLC (ANDness = 0,50); C= OWA com risco alto (ANDness = 0,38)

O cenário de risco baixo buscar garantir o atendimento dos critérios utilizados (Jiang e Eastman, 2000), porém as áreas aptas geradas são muito restritas. Este cenário conservador pode ser ideal quando o objetivo da análise envolve risco à saúde e segurança humana, como áreas para expansão urbana com baixa probabilidade de deslizamentos (Lorentz et al., 2016) ou implantação de aterros sanitários (Gorsevski et al., 2012). Entretanto, a restauração florestal não se enquadra nestes casos, pois a ameaça associada à escolha de uma área que não atenda a todos os critérios é baixa. Portanto, o cenário de risco alto poderia ser indicado como a melhor alternativa, pois 10,95 e 11,74% são classificados como áreas de prioridade “Muito Alta” em A1 e A2, respectivamente. Esta análise pode ser utilizada como orientações gerais em um contexto de paisagem, indicando direções que podem trazer maiores benefícios.

Figura 6. Classes de prioridade para restauração florestal compensatória em A2 sob três cenários de risco



A= OWA com risco baixo (ANDness = 0,63); B= WLC (ANDness = 0,50); C= OWA com risco alto (ANDness = 0,38)

Tabela 3. Área (ha) e porcentagem (%) da área de estudo por classe de prioridade para restauração florestal compensatória em A1 e A2 sob três cenários de risco

	Classe	OWA - risco baixo		WLC		OWA - risco alto	
		ha	%	ha	%	ha	%
A1	Muito Baixa	17.258,99	86,02	2.263,97	11,28	411,83	2,05
	Baixa	434,89	2,17	15.047,34	75,00	2.273,04	11,33
	Média	835,49	4,16	249,60	1,24	14.109,50	70,32
	Alta	1.484,64	7,40	681,39	3,40	1.072,55	5,35
	Muito Alta	49,77	0,25	1.821,48	9,08	2.196,86	10,95
A2	Muito Baixa	25.061,67	79,07	3.109,10	9,81	240,77	0,76
	Baixa	2.459,00	7,76	22.591,91	71,28	3.980,38	12,56
	Média	2.595,94	8,19	1.643,98	5,19	20.380,45	64,30
	Alta	1.296,66	4,09	2.111,99	6,66	3.374,25	10,65
	Muito Alta	282,38	0,89	2.238,67	7,06	3.719,80	11,74

CONCLUSÃO

A análise multicritério baseada em sistemas de informações geográficas foi eficiente para modelar as áreas prioritárias para a restauração florestal nas áreas estudadas. A agregação dos critérios resultou em uma boa diferenciação entre classes e cenários, de modo que o cenário OWA pode ser recomendado para o objetivo proposto. Esta pesquisa representa uma das muitas ações que vem sendo realizadas no sentido de promover a sustentabilidade da mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Companhia Brasileira de Alumínio - CBA pelo apoio financeiro ao projeto e ao CNPq pela concessão de bolsas de pesquisa.

REFERÊNCIAS

1. ABAL - ASSOCIAÇÃO BRASILEIRA DO ALUMÍNIO. **Bauxita no Brasil: Mineração responsável e competitividade**. Associação Brasileira do Alumínio, São Paulo, 2017. Disponível em <http://www.abal.org.br/downloads/ABAL_Relatorio_Bauxita_2017_1.pdf> [acessado em 26 de abril de 2021]

2. ABEN, J.; ADRIAENSEN, F.; THIJS, K. W.; PELLIKKA, P.; SILJANDER, M.; LENS, L.; MATTHYSEN, E. Effects of matrix composition and configuration on forest bird movements in a fragmented montane biodiversity hot spot. **Animal Conservation**, v. 15, n. 6, p. 658-668, 2012.

3. BALESTRIN, D.; MARTINS, S. V.; FONSECA, C. A. Ecological restoration and forest coverage advancement in a region influenced by bauxite mining, Minas Gerais, Brazil. In: DE VLIEGER, K. (Ed.). **Recent advances in ecological restoration**. New York: Nova Science Publishers, p. 143-154, 2020.

4. BALESTRIN, D.; MARTINS, S. V.; SCHOORL, J. M.; LOPES, A. T. Modelagem do processo erosivo e deposição de sedimentos sob diferentes cenários e usos do solo em uma área com perfil minerário em Minas Gerais-Brasil. In: CORREIA, C. M. C.; MELO, M. C.; SANTOS, N. A. P. (Org.). **Compartilhando experiências das águas de Minas Gerais – Brasil.** 1 ed. Vol 1. Belo Horizonte: Instituto Mineiro de Gestão das Águas, p. 101-104, 2018.

5. BAUM, K. A.; HAYNES, K. J.; DILLEMUTH, F. P.; CRONIN, J. T. The matrix enhances the effectiveness of corridors and stepping stones. **Ecology**, v. 85, n. 10, p. 2671-2676, 2004.

6. BENNETT, G.; MULONGOY, K. J. **Review of Experience with Ecological Networks, Corridors and Buffer Zones**. Technical Series nº 23. Montreal: Secretariat of the Convention on Biological Diversity, 2006

7. BERGGREN, Å.; BIRATH, B.; KINDVALL, O. Effect of corridors and habitat edges on dispersal behavior, movement rates, and movement angles in Roesel's bush-cricket (*Metrioptera roeseli*). **Conservation Biology**, v. 16, n. 6, p. 1562-1569, 2002.

8. CASTELLÓN, T. D.; SIEVING, K. E. An experimental test of matrix permeability and corridor use by an endemic understory bird. **Conservation biology**, v. 20, n. 1, p. 135-145, 2006.

9. CHAKHAR, S.; MARTEL, J. M. Enhancing geographical information systems capabilities with multi-criteria evaluation functions. **Journal of geographic information and decision analysis**, v. 7, n. 2, p. 47-71, 2003.

10. COPAM - Conselho Estadual de Política Ambiental, 2008. **Deliberação Normativa nº 114, de 10 de abril de 2008.** Disponível em <http://www.siam.mg.gov.br/sla/download.pdf?idNorma=7916> [acessado em 26 de abril de 2021]

11. COSIMO, L. H. E. **Indicação de áreas prioritárias para restauração florestal compensatória à mineração de bauxita na Zona da Mata de Minas Gerais**. Dissertação (Mestrado em Ciência Florestal). Universidade Federal de Viçosa, Viçosa, 2020.

12. DAMSCHEN, E. I.; HADDAD, N. M.; ORROCK, J. L.; TEWKSBURY, J. J.; LEVEY, D. J. Corridors increase plant species richness at large scales. **Science**, v. 313, n. 5791, p. 1284-1286, 2006.

13. DIDONÉ, E. J.; MINELLA, J. P. G.; EVRARD, O. Measuring and modelling soil erosion and sediment yields in a large cultivated catchment under no-till of Southern Brazil. **Soil and Tillage Research**, v. 174, p. 24-33, 2017.

14. ANM - Agência Nacional de Mineração. **Informe Mineral: 2º/2019.** Agência Nacional de Mineração, Brasília, 2019. Disponível em <https://www.gov.br/anm/pt-br/centrais-de-conteudo/dnpm/informes/informe-mineral-2019-2o-semestre > [acessado em 26 de abril de 2021]

15. DONALD, P. F.; EVANS, A. D. Habitat connectivity and matrix restoration: the wider implications of agri-environment schemes. **Journal of applied ecology**, v. 43, n. 2, p. 209-218, 2006.

16. DRUMMOND, G. M.; MARTINS, C. S.; MACHADO, A. M.; SEBAIO, F. A.; ANTONINI, Y. O. **Biodiversidade em Minas Gerais: um atlas para sua conservação**. Belo Horizonte: Fundação Biodiversitas, 2005.

17. EASTMAN, J. R. **TerrSet Manual**. Worcester: Clark University, 2015.

18. EWERS, R. M.; DIDHAM, R. K. The effect of fragment shape and species' sensitivity to habitat edges on animal population size. **Conservation biology**, v. 21, n. 4, p. 926-936, 2007.

19. FONSECA, C. R.; GANADE, G.; BALDISSERA, R.; BECKER, C. G.; BOELTER, C. R.; BRESCOVIT, A. D. et al. Towards an ecologically-sustainable forestry in the Atlantic Forest. **Biological Conservation**, v. 142, n. 6, p. 1209-1219, 2009.

20. GALDINO, S.; SANO, E. E.; ANDRADE, R. G.; GREGO, C. R.; NOGUEIRA, S. F.; BRAGANTINI, C.; FLOSI, A. H. Large-scale modeling of soil erosion with RUSLE for conservationist planning of degraded cultivated Brazilian pastures. **Land degradation & development**, v. 27, n. 3, p. 773-784, 2016.

21. GILLIES, C. S.; CLAIR, C. C. S. Riparian corridors enhance movement of a forest specialist bird in fragmented tropical forest. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 105, n. 50, p. 19774-19779, 2008.

22. GOMIDES, S. C.; SOUSA, B. M. Levantamento preliminar da herpetofauna da Serra do Relógio, Minas Gerais, sudeste do Brasil. **Revista Brasileira de Zoociências**, v. 14, n. 1, 2, 3, 2012.

23. GORSEVSKI, P. V.; DONEVSKA, K. R.; MITROVSKI, C. D.; FRIZADO, J. P. Integrating multi--criteria evaluation techniques with geographic information systems for landfill site selection: a case study using ordered weighted average. **Waste management**, v. 32, n. 2, p. 287-296, 2012.

24. HORSKINS, K.; MATHER, P. B.; WILSON, J. C. Corridors and connectivity: when use and function do not equate. **Landscape ecology**, v. 21, n. 5, p. 641-655, 2006.

25. JIANG, H.; EASTMAN, J. R. Application of fuzzy measures in multi-criteria evaluation in GIS. **International Journal of Geographical Information Science**, v. 14, n. 2, p. 173-184, 2000.

26. LORENTZ, J. F.; CALIJURI, M. L.; MARQUES, E. G.; BAPTISTA, A. C. Multicriteria analysis applied to landslide susceptibility mapping. Natural Hazards, v. 83, n. 1, p. 41-52, 2016.

27. MAGINNIS, S.; RIETBERGEN-MCCRACKEN, J.; SARRE, A. **The forest landscape restoration handbook**. London: Earthscan, 2021.

28. MALCZEWSKI, J. GIS-based multicriteria decision analysis: a survey of the literature. **International journal of geographical information science**, v. 20, n. 7, p. 703-726, 2006.

29. MANSOURIAN, S.; VALLAURI, D. **Forest restoration in landscapes: beyond planting trees**. New York: Springer Science & Business Media, 2005.

30. MARTENSEN, A. C.; PIMENTEL, R. G.; METZGER, J. P. Relative effects of fragment size and connectivity on bird community in the Atlantic Rain Forest: implications for conservation. **Biological Conservation**, v. 141, n. 9, p. 2184-2192, 2008.

31. MELLO, K. D.; COSTA, D. R. D.; VALENTE, R. A.; VETTORAZZI, C. A. Multicriteria Evaluation for protected area definition aiming at water quality improvement. **Floresta e Ambiente**, v. 25, n. 3, 2018.

32. MENDOZA, G. A.; MARTINS, H. Multi-criteria decision analysis in natural resource management: a critical review of methods and new modelling paradigms. **Forest ecology and management**, v. 230, n. 1-3, p. 1-22, 2006.

33. MENZIE, W. D.; BARRY, J. J.; BLEIWAS, D. I.; BRAY, E. L.; GOONAN, T. G.; MATOS, G. The global flow of aluminum from 2006 through 2025. Reston: US Geological Survey, 2010.

34. MURPHY, H. T.; LOVETT-DOUST, J. Context and connectivity in plant metapopulations and landscape mosaics: does the matrix matter?. **Oikos**, v. 105, n. 1, p. 3-14, 2004.

35. ORSI, F.; GENELETTI, D.; NEWTON, A. C. Towards a common set of criteria and indicators to identify forest restoration priorities: An expert panel-based approach. **Ecological indicators**, v. 11, n. 2, p. 337-347, 2011.

36. PALIK, B. J.; GOEBEL, P. C.; KIRKMAN, L. K.; WEST, L. Using landscape hierarchies to guide restoration of disturbed ecosystems. **Ecological Applications**, v. 10, n. 1, p. 189-202, 2000.

37. PREVEDELLO, J. A.; VIEIRA, M. V. Does the type of matrix matter? A quantitative review of the evidence. **Biodiversity and Conservation**, v. 19, n. 5, p. 1205-1223, 2010.

38. SAATY, T. The analytic hierarchy process. New York: McGraw-Hill, 1980.

39. SANTOS, J. S.; LEITE, C. C. C.; VIANA, J. C. C.; SANTOS, A. R.; FERNANDES, M.M.; ABREU, V. S. et al. Delimitation of ecological corridors in the Brazilian Atlantic Forest. **Ecological Indicators**, v. 88, p. 414-424, 2018.

40. SEOANE, C. E. S.; DIAZ, V. S.; SANTOS, T. L.; FROUFE, L. C. M. Corredores ecológicos como ferramenta para a desfragmentação de florestas tropicais. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 63, p. 207-207, 2010.

41. SPAROVEK, G.; RANIERI, S. B. L.; GASSNER, A.; MARIA, I. C.; SCHNUG, E.; SANTOS, R. F. et al. A conceptual framework for the definition of the optimal width of riparian forests. **Agriculture, ecosystems & environment**, v. 90, n. 2, p. 169-175, 2002.

42. STRUEBIG, M. J.; KINGSTON, T.; PETIT, E. J.; LE COMBER, S. C.; ZUBAID, A.; MOHD-ADNAN, A.; ROSSITER, S. J. Parallel declines in species and genetic diversity in tropical forest fragments. **Ecology Letters**, v. 14, n. 6, p. 582-590, 2011.

43. VALENTE, R. A.; PETEAN, F. C. D. S.; VETTORAZZI, C. A. Multicriteria decision analysis for prioritizing areas for forest restoration. Cerne, v. 23, n. 1, p. 53-60, 2017.

44. VETTORAZZI, C. A.; VALENTE, R. A. Priority areas for forest restoration aiming at the conservation of water resources. **Ecological Engineering**, v. 94, p. 255-267, 2016.

45. VOS, C. C.; GOEDHART, P. W.; LAMMERTSMA, D. R.; SPITZEN-VAN DER SLUIJS, A. M. Matrix permeability of agricultural landscapes: an analysis of movements of the common frog (*Rana temporaria*). **The Herpetological Journal**, v. 17, n. 3, p. 174-182, 2007.

23

Monitoramento de fauna como indicador de restauração florestal de uma área em ambiente de mineração de bauxita na zona da mata mineira

Wesley da Silva **Fonseca**
UFV

Sebastião Venâncio **Martins**
UFV

10.37885/210404406

RESUMO

Objetivo: Apresentar novas perspectivas para o monitoramento de fauna na restauração florestal de área no ambiente de mineração de bauxita. **Método:** O estudo foi realizado em uma área de 2 ha, destinada ao setor administrativo da Companhia Brasileira de Alumínio, em Miraí-MG. Nesse local, as construções foram removidas deixando o subsolo exposto, compactado e com baixa fertilidade. O solo foi preparado com subsolador *ripper* e foram plantadas espécies nativas. Três anos depois, três armadilhas fotográficas foram instaladas para monitorar a vida selvagem (janeiro/2020-janeiro/2021). As câmeras estavam ativas e programadas para capturar imagens 24 h/dia, a qualquer movimento. O método de busca ativa também foi realizado. As espécies foram classificadas de acordo com: hábitos alimentares, sociabilidade, padrão de atividade e nível de ameaça (IUCN). **Resultados:** Foram identificadas 24 espécies de aves, 4 mamíferos, 3 répteis e 1 anfíbio. Foi encontrada predominância de espécies onívoras (46,9%), padrão de atividade diurna (78,1%) e comportamento gregário (50,0%). Quanto à classificação IUCN, destacaram-se as espécies *Chrysocyon brachyurus* (Lobo-guará) e *Strix hylophila* (Coruja-listrada), classificadas como "quase ameaçada". Quanto ao comportamento, os principais registros estão relacionados: à alimentação, forrageamento, utilização de poleiros naturais e artificiais, cuidado paternal e interações sociais através do canto. **Conclusão:** As câmeras fornecem uma abordagem inovadora para avaliar a relação fauna-flora e aspectos comportamentais das espécies. Portanto, as técnicas de restauração, recuperação do solo e ações de conservação realizadas, bem como a preservação de fragmentos florestais na paisagem, têm se mostrado eficientes e desempenham um papel importante na conservação da biodiversidade regional.

Palavras-chave: Biodiversidade, Bioindicadores, Ecologia Comportamental, Sustentabilidade.

INTRODUÇÃO

A demanda global pela conversão de paisagens degradadas ou alteradas à ecossistemas resilientes ressalta a importância da restauração ecológica como uma ferramenta essencial contra a crise contemporânea da biodiversidade (MILLER et al., 2017; BASTIN et al., 2019; STRASSBURG et al., 2020). Desse modo, o período de 2021-2030 foi reconhecido pela ONU como a "Década das Nações Unidas de Restauração de Ecossistemas, visando combater as mudanças climáticas, melhorar a segurança alimentar, a conservação da biodiversidade e fornecimento de água (UNITED NATIONS, 2021).

Neste contexto, a efetividade de um projeto de restauração ecológica geralmente é baseada em indicadores de avaliação e monitoramento (BRANCALION et al., 2015). Entretanto, para que este processo seja mais eficaz são necessários avanços tecnológicos, com novas abordagens de gerenciamento afim de expandir a capacidade de avaliar o desempenho da restauração ecológica, de modo a contemplar indicadores da vegetação e também indicadores de fauna (CROSS et al., 2019a; DE ALMEIDA et al., 2020; BESSONE et al., 2020).

Existem evidências que comprovam que a fauna de diferentes níveis tróficos desempenha papeis cruciais para restaurar o equilíbrio do ecossistema (RITCHIE et al., 2017; CROSS et al., 2020), principalmente no que tange a funcionalidade e a diversidade (GAGIC et al., 2015). Entretanto, historicamente a fauna tem sido negligenciada, visto que a maioria dos projetos de restauração ecológica tem sua abordagem baseada na flora (CRISTESCU et al., 2012; CROSS et al., 2020), com ênfase na estrutura da vegetação, estudos fitossociológicos e em parâmetros edáficos (MCALPINE et al., 2016; HOLL, 2017; BALESTRIN et al., 2019).

Assim sendo, a fauna é um importante bioindicador da restauração ecológica, tendo em vista que a funcionalidade do ecossistema está intimamente relacionada à diversidade de fauna (GAGIC et al., 2015; CROSS et al., 2020). Nessa perspectiva, os estudos comportamentais podem contribuir para uma melhor compreensão das relações fauna-flora, do comportamento reprodutivo das espécies, interações e das principais atividades desempenhadas no ambiente (CROSS et al., 2020; HALE et al., 2020). Além disso, através de respostas individuais e em grupos da fauna, esses estudos permitem avaliar a efetividade das técnicas de restauração utilizadas (CARAVAGGI et al., 2017; HALE et al., 2020).

Diante disso, avaliar o comportamento animal sem o viés do pesquisador é um grande desafio (CARAVAGGI et al., 2017; LUCIANO et al., 2020). Dessa forma, as armadilhas fotográficas se destacam como importantes ferramentas para o monitoramento de fauna, visto que oferecem abordagens inovadoras para a obtenção de distribuição, estrutura e comportamento da comunidade de espécies de modo econômico e de forma minimamente invasiva (ROVERO e ZIMMERMANN, 2016; BESSONE et al., 2020). Assim, este estudo tem como objetivo apresentar novas perspectivas para o monitoramento da fauna em uma

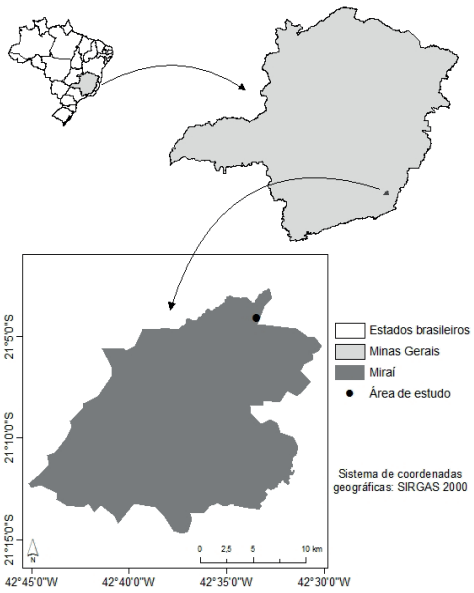
área em restauração ecológica no ambiente de mineração de bauxita, através do uso de armadilhas fotográficas.

MÉTODOS

Caracterização da área de estudo

O estudo foi realizado no município de Miraí (21° 4' 5"S e 42° 33' 28"W) localizado na região denominada Zona da Mata, no Sudeste do Estado de Minas Gerais, Brasil (Figura 1).

Figura 1. Localização da área de estudo, Miraí – MG, Brasil



A classificação climática da região do tipo Cwa, clima temperado úmido com inverno seco e verão quente (KÖPPEN, 1948). De acordo com o Sistema Brasileiro de Classificação de Solos, o solo predominante na região é o Latossolo Vermelho-Amarelo distrófico típico (DOS SANTOS et al., 2018). A vegetação característica da região é classificada como Floresta Estacional Semidecidual Montana, inserida no Domínio Floresta Atlântica (IBGE, 2012)

A área de estudo tem 2 ha e até o ano 2016 era destinada ao setor administrativo da Companhia Brasileira de Alumínio – CBA. Devido a mudança deste setor na empresa, todas as construções foram removidas deixando o subsolo exposto, compactado e de baixa fertilidade. Esta área foi incluída no programa de compensação ambiental da empresa pela mineração de bauxita. Desse modo, foi realizado o preparo do solo através de um subsolador *ripper*, o plantio de mudas de 20 espécies nativas e o cercamento da área. Em complemento, também foram implantadas técnicas alternativas de restauração, como transposição de serapilheira, instalação de poleiros de bambu, semeadura direta de espécies nativas da Mata Atlântica e a semeadura de adubos verdes.

Procedimentos de campo e processamento dos dados

Foram instaladas 3 câmeras scouting digital (Bushnell Trophy Cam HD Aggressor) para o monitoramento contínuo da fauna entre janeiro/2020 - janeiro/2021. As câmeras foram sistematicamente posicionadas a 50 m da borda da área e orientadas a 0,3 m acima do solo. Estavam ativas e programadas para fotografar e filmar 24h/dia com o sensor de sensibilidade no modo "*high*" para aumentar a sensibilidade do infravermelho e registrar movimentos da fauna em qualquer gatilho. A cada 15 dias, os registros fotográficos e vídeos das câmeras foram transferidos para um computador e analisados minuciosamente de modo a identificar quaisquer movimentos e/ou vocalização da fauna. Em complemento, foram realizadas busca ativa para o registro dos animais das classes: Amphibia, Reptilia, Aves e Mammalia.

Classificação das espécies

Quanto ao hábito alimentar, as espécies foram classificadas em: insetívoros (Ins), dieta composta principalmente por insetos e outros artrópodes; onívoros (Oni), por insetos, artrópodes e frutos; frugívoros (Fru), por frutos; granívoros (Gra) por grãos e/ou sementes; carnívoros (Car): por vertebrados vivos e detritívoros (Det): por matéria orgânica em decomposição. Algumas espécies foram classificadas em Fru/Gra, com dieta alimentar composta por frutas e grãos e Fru/Ins, por frutas e insetos.

O status de conservação da espécie foi classificado de acordo com os critérios propostos pela International Union for Conservation of Nature – IUCN, em Least Concern - LC (baixo risco ou pouco preocupante) e em Near Threatened - NT (para as espécies quase ameaçadas). Em complemento, as espécies foram classificadas de acordo com a tendência populacional, por meio dos símbolos: ↓ (decrescente); – (estável); ↑ (crescente) e Nc (Não classificadas ou desconhecido). No que tange a sociabilidade e o comportamento no ambiente, as espécies foram classificadas em: gregária (G), solitária (S), ou em pares (P). Além disso as espécies foram classificadas conforme o seu padrão de atividade em: diurnas (D), noturnas (N) ou crepuscular/noturno (C/N).

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Resultados

No levantamento da fauna realizado por meio de armadilhas fotográficas e busca ativa entre Jan/2020 a Jan/2021, na área em processo de restauração ecológica, foram registradas 32 espécies de animais, pertencentes a 21 famílias, sendo 24 espécies de aves, 4 mamíferos, 3 répteis e 1 anfíbio (Tabela 1).

Tabela 1. Lista de espécies da fauna, presentes na área em restauração ecológica, no ambiente de mineração de bauxita, em Miraí-MG, Brasil

Classe	Espécies	Nome popular	Família	IUCN	T. pop.	H.A	P.A	Soc.
Amphibia	*Rhinella marina* (Linnaeus)	Sapo-cururu	Bufonidae	LC	↑	Oni	N	S
Aves	*Caracara plancus* (Miller)	Carcará	Falconidae	LC	↑	Oni	D	G
Aves	*Celeus flavus* (Statius Muller)	Pica-pau-amarelo	Picidae	LC	↓	Ins	D	S
Aves	*Chrysomus ruficapillus* (Vieillot)	Garibaldi	Icteridae	LC	–	Oni	D	G
Aves	*Columbina talpacoti* (Temminck)	Rolinha	Columbidae	LC	↑	Gra	D	G
Aves	*Coragyps atratus* (Bechstein)	Urubu	Cathartidae	LC	↑	Det	D	G
Aves	*Crotophaga ani* (L.)	Anu-preto	Cuculidae	LC	–	Car	D	G
Aves	*Guira guira* (Gmelin)	Anú-branco	Cuculidae	LC	↑	Car	D	G
Aves	*Knipolegus lophotes* (Boie)	Maria-preta	Tyrannidae	LC	–	Ins	D	P
Aves	*Leptotila verreauxi* (Bonaparte)	Pomba-juriti	Columbidae	LC	–	Fru/Gra	D	P
Aves	*Melanerpes candidus* (Otto)	Pica-pau-branco	Picidae	LC	↑	Ins	D	G
Aves	*Milvago chimachima* (Vieillot)	Carrapateiro	Falconidae	LC	↑	Ins	D	P
Aves	*Mimus saturninus* (Lichtenstein)	Galo-do-campo	Mimidae	LC	–	Oni	D	G
Aves	*Molothrus bonariensis* (Gmelin)	Chupim	Icteridae	LC	↑	Oni	D	G
Aves	*Penelope obscura* (Temminck)	Jacuaçú	Cracidae	LC	↓	Fru	D	G
Aves	*Pitangus sulphuratus* (L.)	Bem-te-vi	Tyrannidae	LC	↑	Oni	D	G
Aves	*Pseudoleistes guirahuro* (Vieillot)	Chopim-do-brejo	Icteridae	LC	–	Gra	D	G
Aves	*Saltator similis* (d'Orbigny & Lafresnaye)	Trinca-ferro	Thraupidae	LC	↓	Oni	D	P
Aves	*Sicalis flaveola* (L.)	Canário-da-terra	Thraupidae	LC	–	Gra	D	G
Aves	*Sporophila caerulescens* (Vieillot)	Colerinho	Thraupidae	LC	↑	Gra	D	G
Aves	*Strix hylophila* (Temminck)	Coruja-listrada	Strigidae	NT	↓	Car	N	S
Aves	*Tapera naevia* (L.)	Peixe-frito	Cuculidae	LC	–	Ins	D	S
Aves	*Turdus rufiventris* (Vieillot)	Sabiá-laranjeira	Turdidae	LC	–	Fru/Ins	D	S
Aves	*Tyrannus melancholicus* (Vieillot)	Suiriri	Tyrannidae	LC	↑	Fru/Ins	D	S
Aves	*Volatinia jacarina* (L.)	Tiziu	Emberizidae	LC	–	Gra	D	G
Mammalia	*Coendou prehensilis* (L.)	Ouriço	Erethizontidae	LC	–	Fru	N	S
Mammalia	*Chrysocyon brachyurus* (Illiger.)	Lobo-guará	Canidae	NT	Nc	Oni	C/N	S
Mammalia	*Didelphis aurita* (Wied-Neuwied)	Gambá	Didelphidae	LC	–	Oni	N	S
Mammalia	*Hydrochoerus hydrochaeris* (L.)	Capivara	Caviidae	LC	–	Gra	N	G
Reptilia	*Bothrops jararaca* (Wied)	Jararaca	Viperidae	LC	Nc	Car	N	S
Reptilia	*Salvator merianae* (Duméril & Bibron)	Lagarto-Teiú	Teiidae	LC	–	Oni	D	S
Reptilia	*Tropidurus torquatus* (Wied-Neuwied)	Calango	Tropiduridae	LC	Nc	Oni	D	S

UCN: International Union for Conservation of Nature (LC: Least Concern, NT: Near Threatened); T.pop: Tendência populacional (↓ decrescente, − estável, ↑ crescente, Nc: Não classificado ou Desconhecido); H.A: Hábito alimentar (Ins: insetívoros, Oni: onívoros, Fru: frugívoros, Gra: granívoros, Car: carnívoros, Det: detritívoros, Fru/Ins: frugívoro/insetívoro, Fru/Gra: frugívoro/granívoro) P.A: Padrão de atividade em (D: diurno, N: noturno, C/N: crepuscular/noturno) e Soc.: Sociabilidade (G: gregária, S: solitária, P: em pares).

Quanto ao hábito alimentar, destacaram-se as espécies onívoras (34,38%), ou seja, espécies que apresentam dieta alimentar diversificada. Em sequência as espécies: granívoras (18,75%); insetívoras (15,63%); carnívoras (12,50%); frugívoras (6,25%); frugívoras/insetívoras (6,25%); frugívoras/granívoras (3,31%) e detritívoras (3,13%).

No que concerne à sociabilidade, as espécies gregárias (50%) foram as mais representativas, ou seja, animais que vivem em bandos ou em grupos. Em seguida, as espécies com comportamento solitário (37,5%) e àquelas que apresentam organização social em pares (12,5%).

Quanto ao padrão de atividade, houve predominância de espécies diurnas (78,13%), principalmente pela contribuição da avifauna, tendo em vista que a maior parte das aves geralmente apresenta atividade diurna. Em complemento, as espécies noturnas representaram 18,75% do total de espécies e 3,13% foram classificadas com padrão crepuscular, ou seja, que são primariamente ativas durante o crepúsculo (amanhecer e no anoitecer).

De acordo com a Lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN, 93,75% das espécies neste monitoramento foram classificadas como não ameaçadas (LC). Apesar desta classificação, é observada uma tendência decrescente na população das espécies *Celeus flavus* Statius Muller (Pica-pau amarelo), *Penelope obscura* Temminck (Jacuaçú), *Saltator similis* d'Orbigny & Lafresnaye (Trinca-ferro).

Além disso, cabe destacar que as espécies *Chrysocyon brachyurus* Illiger. (Lobo-guará) e *Strix hylophila* Temminck (Coruja-listrada) apresentaram status de conservação "quase ameaçadas" (NT) (Figura 2). Sendo assim, apesar da área em restauração apresentar estágio sucessional inicial (3 - 4 anos), ela está colaborando para a preservação e conservação de espécies com certo grau de ameaça e/ou com taxa populacional decrescente.

Figura 2. Registro das armadilhas fotográficas de espécies "quase ameaçadas" de extinção segundo IUCN: a) *Chrysocyon brachyurus* (Lobo-guará) e b) *Strix hylophila* (Coruja-listrada).

Assim, é importante identificar o papel ecológico e funcional das espécies no ambiente, bem como as inter-relações entre fauna-flora. Nesse cenário, destacam-se a espécie *Penelope obscura* (Jacuaçú), uma ave galliforme da família Cracidae e a espécie *Coendou prehensilis* (Ouriço), um roedor arborícola da família Erethizontidae. Ambas espécies são frugívoras e desempenham funções importantes para a dinâmica sucessional da área (Figura 3).

Figura 3. Registro das armadilhas fotográficas das espécies: a) *Penelope obscura* Temminck (Jacuaçú) e b) *Coendou prehensilis* (Ouriço).

Em suma, o monitoramento por meio de câmeras digitais e pelo método de busca ativa possibilitaram verificar que as espécies estabeleceram diversas interações no ambiente. Os registros mais frequentes foram relacionados com:

- Alimentação (*Penelope obscura*, *Coragyps atratus*, *Leptotila verreauxi*, *Chrysocyon brachyurus*, *Didelphis aurita*, *Celeus flavus*, *Caracara plancus*, *Milvago chimachima* (Figura 4);
- Regulação térmica corporal (*Tropidurus torquatus*);
- Estratégia de caça (*Caracara plancus*);
- Reprodução e cuidado paternal (*Penelope obscura*);
- Interações sociais através do canto (*Pitangus sulphuratus*, *Tapera naevia*, *Crotophaga ani*,
- Utilização de poleiros naturais: *Crotophaga ani*, *Strix hylophila* (Figura 2b)
- Utilização de poleiros artificiais: *Sicalis flaveola*, *Knipolegus lophotes* (Figura 5)
- Presença em áreas úmidas: *Rhinella marina*;
- Forrageamento (*Chrysomus ruficapillus*, *Columbina talpacoti*, *Sicalis flaveola*, *Turdus rufiventris*, *Salvator merianae*, *Coendou prehensilis*, entre outras.

Figura 4. Alimentação: **A)** *Celeus flavus* se alimentando de insetos do tronco e **B)** *Didelphis aurita* se alimentando de grãos e frutos.

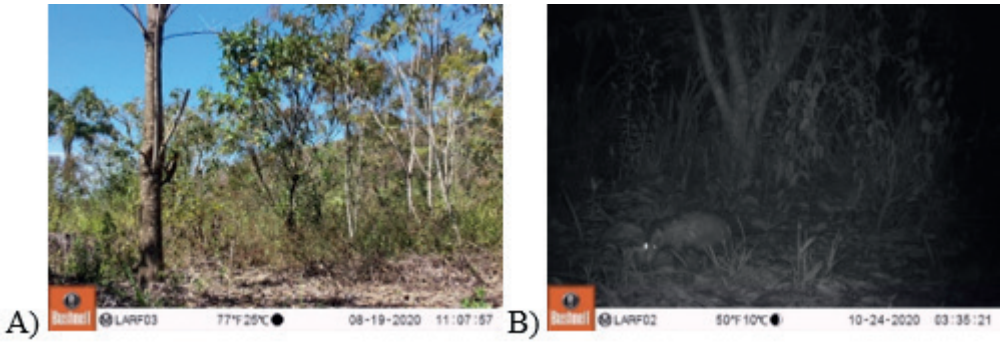
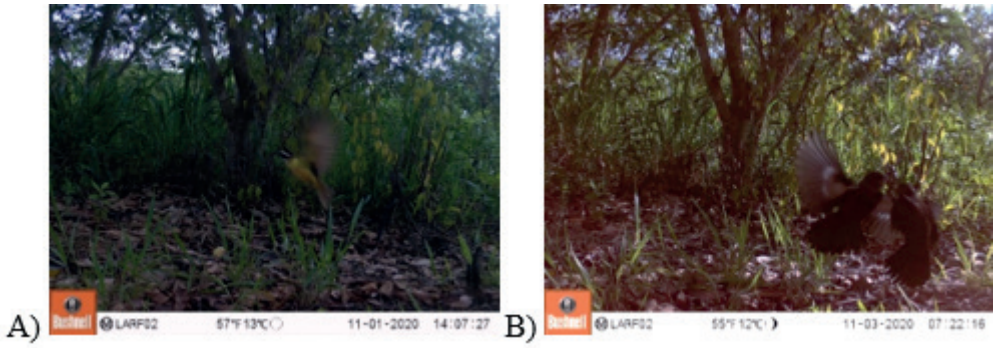


Figura 5. Utilização de poleiros artificiais: **A)** *Sicalis flaveola* e **B)** *Knipolegus lophotes*

Figura 6. A) Forrageamento de *Turdus rufiventris* e **B)** Interações intraespecíficas em *Molothrus bonariensis*



Discussão

O monitoramento da fauna na área em ambiente da mineração de bauxita é fundamental para conhecer a composição e estrutura de comunidades faunísticas, atender às exigências da legislação, além de ser uma ferramenta para verificar a efetividade do projeto de restauração realizado (DE ALMEIDA et al., 2020). Nesse sentido, as armadilhas fotográficas ofereceram uma abordagem inovadora de modo a permitir o monitoramento contínuo da fauna, e também possibilitaram verificar a distribuição e o comportamento das espécies no ambiente a fim de elucidar as relações fauna-flora (BESSONE et al., 2020).

Nesta abordagem, as armadilhas fotográficas se destacaram pois são acionadas por sensores infravermelhos, programados para capturar imagens e vídeos a quaisquer gatilhos e/ou diferenças de temperatura. Ademais, os registros em formato de vídeo possibilitaram identificar aspectos relacionados ao comportamento e interações das espécies, algo que seria difícil observar diretamente no campo devido a interferência do pesquisador (LUCIANO et al., 2020). Dessa forma, proporcionaram um monitoramento de forma não invasiva, igualmente eficiente na coleta de dados diurnos e noturnos, robusta à variação nas condições edafoclimáticas.

A predominância de espécies onívoras é um indicador importante, tendo em vista que esse grupo estabelece diversas relações ecológicas no ecossistema e no que tange à teia alimentar, os onívoros destacam-se por ocupar diferentes níveis tróficos (LOCH et al., 2020).

Dessa maneira, apresentam uma grande vantagem ecológica e possuem maiores probabilidades de sobrevivência, em comparação aos demais grupos, pois possuem adaptações que permitem metabolizar alimentos de origem animal e vegetal. Em suma, a plasticidade alimentar das espécies onívoras promove aumento da complexidade de interações no ambiente (CROSS et al., 2020).

Nesse sentido, a maior abundância de espécies com alimentação generalista corrobora com o verificado por Volpato et al (2010), em estudo da avifauna conduzido no Sul do Brasil. Desse modo, as espécies menos especializadas no que tange à alimentação são eficientes na colonização de habitats fragmentados e degradados, e além disso, colaboram quantitativamente na dispersão de sementes e, consequentemente favorecem o processo de restauração (VOGEL et al., 2015).

Nessa perspectiva, a presença de guildas tróficas granívoras, insetívoras, carnívoras, frugívoras e detritívoras demostra que a área em processo de restauração ecológica apresenta variabilidade na oferta de alimentos. Dentre essas guildas, as espécies frugívoras desempenham papel fundamental na dispersão de sementes e na manutenção da diversidade vegetal (VOLPATO et al., 2018a).

De acordo com Vasconcellos-Neto et al (2015), dentre as aves dispersoras de sementes, as pertencentes à família Cracidae se destacam pelo grande tamanho dos indivíduos (42-95cm) e pela contribuição para a regeneração da floresta (BROOKS, 2006). Nesse sentido, a presença do cracídeo *Penelope obscura* na área em processo de restauração é importante, visto que esta espécie é comumente encontrada em habitat florestal e atualmente apresenta uma tendência decrescente na população (IUCN, 2021). Assim, essa espécie é um componente-chave que pode contribuir para a regulação das comunidades de plantas, além disso é considerada um bom indicador ecológico, pois *P. obscura* é uma espécie sensível às alterações dos habitats (BROOKS, 2006).

Em consonância, os registros das armadilhas fotográficas (fotos/vídeos) comprovam que *P. obscura* está se adaptando bem às condições do ambiente em restauração, tem em vista às inúmeras vezes em que a espécie foi identificada forrageando ou se alimentando de frutos. Além disso, os registros permitiram confirmar o comportamento monogâmico e a relação entre pais e filhotes no momento da alimentação.

Ademais, em relação às espécies frugívoras, os registros possibilitaram a identificação de *Coendou prehensilis*, um roedor arborícola, notívago e que apresenta comportamento solitário. De acordo com Rocha et al., (2015), os mamíferos silvestres da família Erethizontidae colonizam áreas em estágio de sucessão secundária inicial e áreas secundárias tardias.

Contudo, o declínio das populações de espécies frugívoras apresenta uma grande ameaça à biodiversidade, principalmente em regiões neotropicais devido à fragmentação

de habitats (PÜTTKER et al., 2020). Desse modo, a limitação da dispersão de sementes interfere negativamente na trajetória de restauração, especialmente devido à alteração na composição florística, beneficiando espécies de plantas com dispersão abiótica (SILVA et al., 2020; RIGACCI et al., 2021). Sendo assim, os projetos de restauração ecológica são fundamentais para a preservação e conservação de espécies frugívoras.

O predomínio de espécies com padrão de atividade diurno (78,13%) e de espécies com comportamento gregário (50%) se deve principalmente ao maior número de espécies da classe aves. As aves apresentam maior atividade nas primeiras horas da manhã e no final da tarde, ou seja, geralmente a busca por alimentos e a vocalização são realizadas em períodos com temperatura mais amena do dia, conforme observado por Fontúrbel et al., (2021), em estudos sobre o padrão de atividades de aves, por meio de armadilhas fotográficas.

Em relação ao comportamento social, as espécies gregárias apresentam algumas vantagens devido às interações intraespecíficas como: maior proteção contra predadores, menor probabilidade de predação, maior área de forrageamento, otimização na busca por alimento e facilidade nas interações sociais para reprodução (HOEHNE et al., 2017; TUCKER, 2020). Em contrapartida, a organização social em grupos também apresenta algumas desvantagens, principalmente relacionadas à competição pelos mesmos recursos, manutenção da coordenação e tomada de decisões no grupo (PAPAGEORGIOU e FARINE, 2020).

Desse modo, a observância de aspectos da ecologia comportamental de espécies é fundamental, visto que a fauna desempenha importantes funções em muitos processos ecológicos (CARAVAGGI et al., 2017; CROSS et al., 2020; FONTÚRBEL et al., 2021). Assim, a melhor compreensão destes processos permite determinar o estágio em que espécies faunísticas recolonizam a área em processo de restauração. De acordo com NICHOLS e NICHOLS, (2003), os mamíferos generalistas e as aves foram as primeiras a recolonizar uma área reabilitada, após mineração de bauxita no sudoeste da Austrália.

Neste estudo, de 3-4 anos após a implantação de técnicas de restauração foram registradas 24 espécies de aves. Em estudos da avifauna conduzidos em áreas em processo de restauração pós-mineração de bauxita na mesma região do presente estudo foram encontrados maiores valores: 42 espécies de aves após 5 anos de restauração e 53 espécies em área com 12 anos de restauração (VOLPATO et al., 2018b). Contudo, cabe destacar que o espaçamento de plantio deste estudo (4 x 4 m) diferiu-se do realizado no experimento de Volpato et al (2018b) (área com 5 anos: 3x2 m; área com 12 anos: 1 x 1m). Sendo assim é possível perceber que a composição de aves é diretamente influenciada pela estrutura e tempo de desenvolvimento da vegetação.

Nessa perspectiva, as aves são consideradas importantes bioindicadores no estágio inicial do processo de restauração ecológica, principalmente devido às diversas estratégias

adaptativas, que incluem variação na dieta e estratégias especializadas de forrageamento, que permitem que este grupo recolonize precocemente o ambiente em restauração (VOLPATO et al., 2018a; ROELS et al., 2019; CHOWFIN e LESLIE, 2021).

No que tange à mastofauna, além de *Coendou prehensilis*, foram registradas as espécies *Chrysocyon brachyurus*, *Didelphis aurita* e *Hydrochoerus hydrochaeris*, pertencentes às famílias Canidae, Didelphidae e Caviidae, respectivamente. Segundo Rocha et al., (2015), os mamíferos pertencentes à essas famílias tendem a colonizar o ambiente em estágios iniciais de sucessão (pioneira e secundária inicial) e permanecerem até estágios mais avançados (secundária tardia).

Nesse sentido, cabe destacar que a colonização de mamíferos em uma área é determinada principalmente pela capacidade de dispersão e mobilidade do animal (ROCHA et al., 2015). Desse modo, a riqueza e a diversidade de espécies de mamíferos possuem uma forte relação com o tamanho da área, integridade do ambiente, grau de isolamento e fitofisionomia (MAGIOLI et al., 2021). Diante dessa estreita relação espécie-área, a perda de habitat e fragmentação são as principais ameaças para os mamíferos (RIOS et al., 2021). Desse modo, os projetos de restauração ecológica têm potencial para conectar fragmentos e permitir a continuidade do fluxo gênico entre as espécies e consequentemente impedir a defaunação de mamíferos na Mata Atlântica (BOGONI et al., 2020; RIOS et al., 2021) e em áreas de mineração (NICHOLS e GRANT, 2007; LAWER et al., 2019).

Dentre os vertebrados terrestres, os anfíbios apresentam o maior nível de ameaça, e em regiões neotropicais, o estado de conservação é ainda mais crítico (IUCN, 2021). Desse modo, a restauração ecológica de áreas nessas regiões pode contribuir para a recuperação e conservação de anfíbios (DÍAZ-GARCÍA et al., 2020), visto que o restabelecimento da cobertura vegetal e da estrutura pode melhor as condições para a restabelecimento deste grupo (THOMPSON e DONNELLY, 2018). Assim, os anfíbios geralmente tendem a retornar para a área à medida que as condições ambientais relacionadas à cobertura do dossel, temperatura e umidade estejam em padrões adequados para estas espécies (THOMPSON e DONNELLY, 2018).

Cabe destacar que apesar da área em estudo apresentar estágio inicial de sucessão, foi verificada a presença de *Rhinella marina* L., um anfíbio pertencente à família Bufonidae. Desse modo, é possível afirmar que na área em restauração existem micro-habitats favoráveis ao estabelecimento desta classe, sejam relacionados à oferta de alimento e/ou a aspectos edafoclimáticos.

Em consonância, os répteis também apresentam maiores exigências quanto a condições e recursos do ambiente e possuem limitações fisiológicas (THOMPSON e DONNELLY, 2018. Nesse monitoramento foram registradas as espécies: *Salvator merianae* Duméril & Bibron,

Tropidurus torquatus Wied-Neuwied e *Bothrops jararaca* Wied. Sendo assim, ambas classes de animais são consideradas bons bioindicadores, e colonizam o ambiente em estágios mais avançados de sucessão. De acordo com Castro e Galetti, (2004), o lagarto *S. merianae* possui uma alimentação generalista e pode atuar na dispersão de sementes em florestas semidecíduas do sudeste do Brasil. Ademais, as espécies carnívoras como *B. jararaca* possuem grande importância ecológica, pois regulam a população de presas de forma natural, e assim influenciam toda a dinâmica do ecossistema (SVENNING et al., 2016).

O monitoramento por meio de câmeras digitais permitiu uma avaliação mais detalhada das relações intraespecíficas e interespecíficas de comunidades faunísticas, bem como das relações ecológicas entre fauna e flora. Nessa perspectiva, destacaram-se as atividades referentes: à alimentação, forrageamento, estratégia de caça, cuidado paternal, utilização de poleiros naturais e interações sociais através do canto. Assim sendo, a compreensão do comportamento animal no ambiente em restauração é importante para que as estratégias de conservação de espécies sejam eficácias (CARAVAGGI et al., 2017).

De acordo com a lista vermelha de espécies ameaçadas da IUCN, (2021), a maioria das espécies registradas neste monitoramento apresenta status “pouco preocupante”, com tendência a aumento populacional ou estabilidade. Contudo, a presença de espécies com certo grau de ameaça como *Chrysocyon brachyurus* e *Strix hylophila* demonstra a importância dos projetos de restauração ecológica conduzidos no bioma Mata Atlântica.

O lobo-guará (Chrysocyon brachyurus) é o maior canídeo da América do Sul, originalmente distribuído em áreas abertas de vegetação nativa do bioma Cerrado (QUEIROLO et al., 2011). Contudo, a expansão agrícola na savana brasileira e as modificações nas condições ambientais tem provocado declínio populacional desta espécie (AXIMOFF et al., 2020). Nesse sentido, a Mata Atlântica é um dos principais habitats alternativos para abrigar as populações desta espécie, tendo em vista o aumento no número de registros e da distribuição de Lobo-guará no sudeste do Brasil (QUEIROLO et al., 2011; AXIMOFF et al., 2020).

Nessa perspectiva, é possível afirmar que a restauração ecológica de áreas degradadas e/ou impactadas no sudeste do Brasil é importante para a conservação do Lobo-guará, tendo em vista sua vulnerabilidade (IUCN, 2021) e que a presença desta espécie pode colaborar para o reestabelecimento da funcionalidade do ecossistema. Outro fator que pode ter contribuído para a expansão e atração do Lobo-guará para esta área em estudo é a presença de frutos da espécie arbórea *Solanum lycocarpum* A. St. Hil., popularmente conhecida como lobeira. Nesse sentido, apesar do Lobo-guará possuir dieta onívora e hábito alimentar generalista oportunista, é considerado um importante dispersor de sementes podendo colaborar para a dinâmica sucessional (AXIMOFF et al., 2020).

No contexto de espécies ameaçadas, cabe destacar *Strix hylophila*, ave endêmica da Mata Atlântica, popularmente conhecida como Coruja-listrada (VALE et al., 2018). De acordo com Morante-Filho et al., (2021) a fragmentação de habitats afeta mais as espécies endêmicas de aves do que aquelas mais generalistas de habitat e a principal variável que impacta na presença de uma determinada espécie no fragmento é quantidade de floresta no entorno, ou seja, a matriz florestal. Dessa maneira, a preservação de fragmentos florestais no entorno da área em restauração, realizada pela empresa, é fundamental para a conservação e preservação de espécies endêmicas da Mata Atlântica.

Além disso, cabe destacar que a presença de espécies com tendência populacional decrescente como *Celeus flavus*, *Penelope obscura*, *Saltator similis*, demonstra que a área mesmo em estágio inicial está fornecendo abrigo e/ou alimento para a avifauna e assim está desempenhando um importante papel na preservação e conservação da biodiversidade de espécies.

Em suma, a avaliação de projetos de restauração normalmente é baseada em indicadores de vegetação. Dessa maneira, há carência de estudos científicos envolvendo a fauna, e que contemple aspectos comportamentais das classes: Amphibia, Reptilia, Aves e Mammalia. Nesse sentido, o uso de armadilhas fotográficas é inovador na avaliação e monitoramento da restauração ecológica de áreas no ambiente da mineração de bauxita, na Mata Atlântica. Portanto, são necessárias novas perspectivas para o monitoramento da fauna em projetos de restauração ecológica, com ênfase em parâmetros funcionais e comportamentais, de modo a elucidar as relações entre fauna e flora.

CONCLUSÕES

As armadilhas fotográficas fornecem uma abordagem inovadora que permite avaliar a relação fauna-flora e aspectos da ecologia comportamental das espécies na área em processo de restauração. A presença da fauna de diferentes classes, hábitos alimentares, sociabilidade e padrão de atividade é um indicador de que à medida que avançar o processo sucessional é possível que aumente a complexidade das interações ecológicas intraespecíficas e interespecíficas. As técnicas de restauração e ações de recuperação e conservação do solo, realizadas pela empresa, bem como a preservação de fragmentos florestais foram eficientes e estão cumprindo o papel na conservação da biodiversidade regional.

AGRADECIMENTOS

Os autores agradecem à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES) pela bolsa de mestrado para W. Fonseca e a Companhia Brasileira de Alumínio (CBA) apoio logístico e financeiro ao projeto.

REFERÊNCIAS

1. AXIMOFF, Izar et al. Unravelling the drivers of maned wolf activity along an elevational gradient in the Atlantic Forest, south-eastern Brazil. **Mammalian Biology**, v.100, p. 187-201, 2020.

2. BALESTRIN, Diego et al. Phytosociological study to define restoration measures in a mined area in Minas Gerais, Brazil. **Ecological Engineering**, v. 135, p. 8-16, 2019.

3. BASTIN, Jean-Francois et al. The global tree restoration potential. Science, v. 365, n. 6448, p. 76-79, 2019.

4. BESSONE, Mattia et al. Drawn out of the shadows: Surveying secretive forest species with camera trap distance sampling. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 5, p. 963-974, 2020.

5. BOGONI, Juliano A.; PERES, Carlos A.; FERRAZ, Katia M.P.M.B. Extent, intensity and drivers of mammal defaunation: a continental-scale analysis across the Neotropics. **Scientific Reports Nature**, v. 10, n. 1, p. 1-16, 2020.

6. BROOKS, Daniel M. **Conserving cracids: the most threatened family of birds in the Americas**. Houston: Miscellaneous Publications of the Houston Museum of Natural Science, 2006, 169p.

7. CARAVAGGI, Anthony et al. A review of camera trapping for conservation behaviour research. **Remote Sensing in Ecology and Conservation**, v. 3, n. 3, p. 109-122, 2017.

8. CASTRO, Everaldo Rodrigo de; GALETTI, Mauro. Frugivoria e dispersão de sementes pelo lagarto teiú Tupinambis merianae (Reptilia: Teiidae). **Papéis Avulsos de Zoologia**, v. 44, n. 6, p. 91-97, 2004.

9. CHOWFIN, S. M.; LESLIE, A. J. Using birds as biodindicators of forest restoration progress: A preliminary study. **Trees, Forests and People**, v. 3, n. 12, p. 100048, 2021.

10. CRISTESCU, Romane H.; FRÈRE, Céline; BANKS, Peter B. A review of fauna in mine rehabilitation in Australia: current state and future directions. **Biological Conservation**, v. 149, n. 1, p. 60-72, 2012.

11. CROSS, Sophie L. et al. Overlooked and undervalued: the neglected role of fauna and a global bias in ecological restoration assessments. **Pacific Conservation Biology**, v. 25, n. 4, p. 331-341, 2019.

12. CROSS, Sophie L.; BATEMAN, Philip W.; CROSS, Adam T. Restoration goals: Why are fauna still overlooked in the process of recovering functioning ecosystems and what can be done about it?. **Ecological Management & Restoration**, v. 21, n. 1, p. 4-8, 2020.

13. DE ALMEIDA, Danilo RA et al. A new era in forest restoration monitoring. **Restoration Ecology**, v. 28, n. 1, p. 8-11, 2020.

14. DÍAZ-GARCÍA, J. M. et al. Does forest restoration assist the recovery of threatened species?. A study of cloud forest amphibian communities. **Biological Conservation**, v. 242, p. 108400, 2020.

15. DOS SANTOS, Humberto Gonçalves et al. **Sistema brasileiro de classificação de solos**. Brasília, DF: Embrapa, 2018, 300p.

16. FONTÚRBEL, Francisco E. et al. Habitat disturbance can alter forest understory bird activity patterns: A regional-scale assessment with camera-traps. **Forest Ecology and Management**, v. 479, p. 118618, 2021.

17. GAGIC, Vesna et al. Functional identity and diversity of animals predict ecosystem functioning better than species-based indices. **Proceedings of the Royal Society B: Biological Sciences**, v. 282, n. 1801, p. 20142620, 2015.

18. HALE, Robin et al. Harnessing knowledge of animal behavior to improve habitat restoration outcomes. **Ecosphere**, v. 11, n. 4, p. e03104, 2020.

19. HOLL, Karen D. Restoring tropical forests from the bottom up. **Science**, v. 355, n. 6324, p. 455-456, 2017.

20. HOEHNE, Letícia; PRESTES, Nêmora Pauletti; PILONETO, Claudia Regina. Organização social dos animais: um fascinante estudo etológico. **Revista Caderno Pedagógico**, v. 14, n. 1, p. 168-180, 2017.

21. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. **Manual Técnico da Vegetação Brasileira**. 2 ed. Manuais Técnicos em Geociências. Rio de Janeiro: IBGE, 2012, 276 p.

22. IUCN. (2021). The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2021-1. Disponível em: <https://www.iucnredlist.org.>. Acesso em: 27 de fev de 2021.

23. LAWER, Eric Adjei; MUPEPELE, Anne-Christine; KLEIN, Alexandra-Maria. Responses of small mammals to land restoration after mining. **Landscape Ecology**, v. 34, n. 3, p. 473-485, 2019.

24. LOCH, Jennifer MH; WALTERS, Linda J.; COOK, Geoffrey S. Recovering trophic structure through habitat restoration: A review. **Food Webs**, v. 25, p. e00162, 2020.

25. LUCIANO, Beatriz Fernandes Lima et al. New records of predation attempt on Rhinella spp. in the Atlantic Forest: The importance of camera trap in recording species natural history. **Herpetology Notes**, v. 13, p. 253-256, 2020.

26. MAGIOLI, Marcelo et al. Land-use changes lead to functional loss of terrestrial mammals in a Neotropical rainforest. **Perspectives in Ecology and Conservation**, v.19, 2021.

27. MARTINS, Sebastião Venâncio et al. (2020). Restoration of tree and shrub diversity post bauxite mining, in the Southeastern Region of Minas Gerais, Brazil. In: de VLIEGER, K. (Org.). **Recent Advances in Ecological Restoration**. New York: Nova Science Publishers. 2020. cap 2, p. 33-62.

28. MCALPINE, Clive et al. Integrating plant and animal based perspectives for more effective restoration of biodiversity. **Frontiers in Ecology and the Environment**, v. 14, n. 1, p. 37-45, 2016.

29. MILLER, Ben P. et al. A framework for the practical science necessary to restore sustainable, resilient, and biodiverse ecosystems. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 4, p. 605-617, 2017.

30. MORANTE-FILHO, José Carlos; BENCHIMOL, Maira; FARIA, Deborah. Landscape composition is the strongest determinant of bird occupancy patterns in tropical forest patches. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 1, p. 105-117, 2021.

31. NAGY-REIS, Mariana B. et al. Relative importance of anthropogenic landscape characteristics for Neotropical frugivores at multiple scales. **Animal Conservation**, v. 20, n. 6, p. 520-531, 2017.

32. NICHOLS, Owen G.; NICHOLS, Flora M. Long-term trends in faunal recolonization after bauxite mining in the jarrah forest of southwestern Australia. **Restoration Ecology**, v. 11, n. 3, p. 261-272, 2003.

33. NICHOLS, Owen G.; GRANT, Carl D. Vertebrate fauna recolonization of restored bauxite mines—key findings from almost 30 years of monitoring and research. **Restoration Ecology**, v. 15, n. 4, p. S116-S126, 2007.

34. PAPAGEORGIOU, Danai; FARINE, Damien R. Shared decision-making allows subordinates to lead when dominants monopolize resources. **Science advances**, v. 6, n. 48, p. eaba5881, 2020.

35. QUEIROLO, Diego et al. Historical and current range of the Near Threatened maned wolf Chrysocyon brachyurus in South America. **Oryx**, v. 45, n. 2, p. 296-303, 2011.

36. RIGACCI, Eduardo Delgado Britez et al. The resilient frugivorous fauna of an urban forest fragment and its potential role in vegetation enrichment. **Urban Ecosystems**, v. 6, p. 1-16, 2021.

37. RIOS, Elaine et al. Testing the habitat amount hypothesis and fragmentation effects for medium-and large-sized mammals in a biodiversity hotspot. **Landscape Ecology**, v. 36, n. 5, p. 1311-1323, 2021.

38. RITCHIE, Alison L. et al. Does restored plant diversity play a role in the reproductive functionality of Banksia populations?. **Restoration Ecology**, v. 25, n. 3, p. 414-423, 2017.

39. ROCHA, Ednaldo Cândido et al. O papel dos mamíferos silvestres na sucessão e na restauração ecológica. In: MARTINS, S.V. (Ed.). **Restauração ecológica de ecossistemas degradados**. 2ed.Viçosa, MG: Editora UFV, 2015. cap 5, p. 169-190.

40. ROELS, Steven; HANNAY, Melissa; LINDELL, Catherine. Recovery of bird activity and species richness in an early-stage tropical forest restoration. **Avian Conservation and Ecology**, v. 14, n. 1, 9, 2019.

41. ROVERO, F. e ZIMMERMANN, F. **Camera trapping for wildlife research**. Exeter, England: Pelagic Publishing Ltd, 2016, 320p.

42. SILVA, Wesley R. et al. Inducing seed dispersal by generalist frugivores: A new technique to overcome dispersal limitation in restoration. **Journal of Applied Ecology**, v. 57, n. 12, p. 2340-2348, 2020.

43. STRASSBURG, Bernardo BN et al. Global priority areas for ecosystem restoration. **Nature**, v. 586, n. 7831, p. 724-729, 2020.

44. SVENNING, Jens-Christian et al. Science for a wilder Anthropocene: Synthesis and future directions for trophic rewilding research. **Proceedings of the National Academy of Sciences**, v. 113, n. 4, p. 898-906, 2016.

45. THOMPSON, Michelle E.; DONNELLY, Maureen A. Effects of secondary forest succession on amphibians and reptiles: a review and meta-analysis. **Copeia**, v. 106, n. 1, p. 10-19, 2018.

46. TUCKER, Marlee. Social Behaviour: Finding the right size for a group. **Elife**, v. 9, p. e63871, 2020.

47. UNITED NATIONS. Decade on Ecosystem Restoration (2021-2030). Disponível em <https://www.decadeonrestoration.org/>. Acesso em 6 de jan. de 2021.

48. VALE, Mariana M. et al. Endemic birds of the Atlantic Forest: traits, conservation status, and patterns of biodiversity. **Journal of Field Ornithology**, v. 89, n. 3, p. 193-206, 2018.

49. VASCONCELLOS-NETO, J.; RAMOS, R. R.; PINTO, L. P. The impact of anthropogenic food supply on fruit consumption by dusky-legged guan (Penelope obscura Temminck, 1815): potential effects on seed dispersal in an Atlantic forest area. **Brazilian Journal of Biology**, v. 75, n.4, p.1008-1017, 2015.

50. VOGEL, Huilquer Francisco; CAMPOS, João Batista; BECHARA, Fernando Campanhã. Early bird assemblages under different subtropical forest restoration strategies in Brazil: passive, nucleation and high diversity plantation. **Tropical Conservation Science**, v. 8, n. 4, p. 912-939, 2015.

51. VOLPATO, Graziele Hernandes et al. What can tree plantations do for forest birds in fragmented landscapes? A case study in southern Brazil. **Forest Ecology and Management**, v.260, p.1156-1163, 2010.

52. VOLPATO, Graziele Hernandes et al. Avifauna como bioindicadora para avaliação da restauração florestal: estudo de caso em uma floresta restaurada com 40 anos em viçosa-MG. **Ciência Florestal**, v. 28, n. 1, p. 336-344, 2018a.

53. VOLPATO, Graziele Hernandes et al. Avifauna em florestas em processo de restauração pós-mineração de bauxita em Minas Gerais. **MG Biota**, v. 10, p. 18-45, 2018b.

24

Novo código florestal: os desafios do desenvolvimento econômico sustentável nas decisões judiciais no direito Brasileiro

Mirian Taila de Paula **Almeida**
UEMS

Juliano Gil Alves **Pereira**
UEMS

10.37885/210404376

RESUMO

O presente trabalho, apresentado como Projeto de Pesquisa ao Programa Institucional de Bolsas de Iniciação Cientifica (PIBIC) da UEMS (Universidade Estadual de Mato Grosso do Sul), tem como objetivo a pesquisa a respeito das teorias da decisão judicial aplicadas no âmbito dos direitos fundamentais. Motivado pelos questionamentos quanto ao novo Código Florestal, promulgado em 2012, é feita uma abordagem uma abordagem sobre o desenvolvimento econômico e o meio ambiente equilibrado, institutos previstos no Direito Pátrio, constantemente antagônicos, para adentrar nos mecanismos de decisão judicial que influenciaram e influenciam os agentes decisórios no Poder Judiciário e, assim, compreender como podem estes dois polos encontrarem harmonia jurídica e social.

Palavras-chave: Direitos Fundamentais, Desenvolvimento Econômico, Meio Ambiente, Desenvolvimento Sustentável, Teoria da Decisão Judicial.

INTRODUÇÃO

Sabe-se que, já há algum tempo, tem havido certa movimentação de diversos setores da sociedade em torno das questões ambientalistas no Brasil. Tratando-se do local de onde se espera que seja concedida a resolução de conflitos sobre o assunto, no Poder Judiciário não poderia ser diferente.

Contudo, é possível perceber que surge certo embate entre dois polos muito distintos no âmbito jurídico: o direito a um meio ambiente equilibrado e o direito ao desenvolvimento econômico pátrio. Na atual conjuntura político-jurídica brasileira, nota-se que tais institutos são colocados em dois extremos, pois parecem inconcebíveis quando juntos, embora ambos devessem caminhar em harmonia em nome da dignidade humana.

A Lei 12.251, de 25 de Maio de 2012, que reformou o Código Florestal, surgiu com a proposta de unir estes dois polos. O fim do embate entre os referidos extremos dessa batalha jurídica foi frustrado, entretanto, pois após a promulgação, esta foi alvo de contestações no STF (Supremo Tribunal Federal).

Importante é fazer um contraponto em relação à motivação das decisões judiciais proferidas pelo Ordenamento Jurídico brasileiro, levando em consideração as várias formas de interpretações proferidas pelos operadores do Direito, ante as normas e princípios estabelecidos pelo Estado Democrático de Direito.

Ressalta-se, ainda, que tais métodos de decisão judicial partem – ou partiram – de teorias que, historicamente, buscam encontrar maneiras eficazes de embasá-las, uma vez que se trata de um dos setores estatais que mais diretamente atinge a sociedade, justificando-se, por isso, a necessidade de certo aprimoramento.

OBJETIVO

A pesquisa tem por objetivo investigar a dicotomia instalada no Brasil em torno do desenvolvimento econômico e a preservação do meio ambiente, bem como demonstrar, por meio do estudo de teorias da decisão judicial de que forma pode ser feita a ponderação entre dois direitos considerados fundamentais pelos estudiosos do tema, levando em consideração a legislação vigente, o momento político-social do país, os princípios do Estado Democrático de Direito, bem como a forma de interpretação dos órgãos judiciários, quando os conflitos são levados até tal instância.

METODOLOGIA

Trata-se de pesquisa de cunho bibliográfico. Assim, durante o estudo, foi utilizada como base uma bibliografia que pudesse embasar o estudo a cerca dos direitos fundamentais elencados como dicotômicos. As doutrinas referentes ao assunto foram complementadas pela legislação vigente no momento e por documentos internacionais que demonstram a importância da pesquisa em uma sociedade que, ainda, tenta encontrar caminhos que coloquem os dois âmbitos estudados lado a lado. Ademais, utilizou-se material referente às importantes teorias das decisões judiciais, sobre as quais se debruçam autores de todo o mundo a fim de encontrar formas eficazes de interpretação.

DESENVOLVIMENTO

Como introdução à temática, foi elaborada considerável apuração a respeito do principal assunto do projeto: a dicotomia entre Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico. Apesar de estudos que demonstram o meio ambiente equilibrado como um direito da Terceira Dimensão, surgido na metade do século XX, trata-se de um tema ainda relevante, tendo em vista uma sociedade que caminha cada vez mais para a modernidade e, ainda, infelizmente, não tem ideia de como conciliar a demanda pelo progresso com a preservação ambiental necessária.

O desenvolvimento econômico, tanto quanto o meio ambiente equilibrado, é um direito previsto constitucionalmente, nos artigos 3°, 21 e 174 da Constituição Federal. Ainda que tenham sido adotadas medidas visando o desenvolvimento econômico sustentável, Meio Ambiente e Desenvolvimento Econômico ainda não parecem ser capazes de coexistir sem antagonismos, de forma que um direito não soe prejudicado aos ouvidos de quem o exerce.

Surgidos os conflitos, as partes os levam à instância do Poder Judiciário a fim de que uma solução razoável seja proferida. Tal decisão, no entanto, deve se guiar por uma sistemática capaz de tornar a decisão adequada judicialmente, tanto é que a Constituição em seu artigo 93, inciso IX, exige que todas sejam devidamente fundamentadas; e o artigo 492 do Código de Processo Civil complementa o dispositivo elencando todos os elementos para uma sentença válida.

Assim, foram estudadas as bases gerais das teorias de decisões judiciais, tais quais o *jus* Naturalismo e o *jus* Positivismo, bem como Escolas e Movimentos jurídicos que influenciaram determinadas posições do magistrado, como a Escola História do Direito (Araújo, 2019); e autores que buscam uma interpretação mais “restrita”, como aqueles adeptos à chamada Jurisprudência dos Conceitos.

De qualquer forma, Ronald Dworkin (TOVAR, 2018) considera que o direito é uma ciência necessariamente interpretativa, bem como as divergências, tais como a apresentada, bem vindas, pois é a partir das mesmas que se define "[...] que tipo de prática é o direito [...]".

CONCLUSÃO

Preconiza o STF, quando da colisão entre direitos fundamentais, pela aplicação do Princípio da Ponderação, de forma a "pesar" ambos os objetos e decidir, conforme a vontade a vontade legislativa. Assim, entende Barroso (2016), que tal procedimento passa por três fases, onde 1) se verifica a incidência das normas no caso concreto; 2) selecionam-se os fatos relevantes e 3) finalmente, aplicam-se as possíveis soluções a fim de encontrar a que atende ao fim legislativo, preconizando decisões que façam "concessões recíprocas" entre os direitos.

Assim, existem aqueles que se inclinam mais à preservação do Meio Ambiente, utilizando como argumento a legitimidade da tutela aos direitos difusos, que pertencem à todos, e tendo como base a proteção e continuidade da vida, além do dever do Estado em garantir o que se encontra disposto na Constituição em seu art. 225; bem como os que optam pela conversão dos interesses econômicos com a proteção ambiental, na tentativa de atingir a idealização almejada pelo princípio do desenvolvimento sustentável. Cabe aí o entendimento do Ministro Celso de Mello, o qual reconhece a tensão entre os referidos polos, mas prega por sua ponderação harmônica (2018).

Conclui-se que, a Ponderação de direitos colidentes, os quais por sua própria natureza são vinculativos, deve estar eivada de razoabilidade na indispensável fundamentação que a acompanha. Tanto quanto, a busca por formas eficazes de decisões judiciais deve ser, cada vez mais, fomentada e dissecada, a fim de que constantemente seja buscado o aprimoramento do Poder Judiciário para que seus membros atuem conforme às necessidades sociais, incluindo-se aí aquelas políticas, econômicas e ambientais, que cada época exige.

REFERÊNCIAS

1. BRASIL. **Constituição (1998) Constituição da República Federativa de 1988**. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/constituicao/constituicao.htm. Acesso em: 26 de Junho de 2019.

2. BRASIL. **Código de Processo Civil e Normas Correlatas**. 7 ed. Brasília: Senado Federal, Coordenação de Edições Técnicas, 2015.

3. BRASIL. Supremo Tribunal Federal. ***ADI 4901 / DF*, Min. Celso de Mello, DJe n°. 42 05/03/2018**. Disponível em: http://portal.stf.jus.br/processos/detalhe.asp?incidente=4355097. Acesso em: 26 de Junho de 2019.

4. BRASIL. Supremo Tribunal Federal. ***ADI 4815 / DF*, Min. Luís Roberto Barroso, DJe n°. 18 29/01/2016.** Disponível em: http://portal.stf.jus.br/processos/detalhe.asp?incidente=4271057. Acesso em: 27 de Agosto de 2019.

5. TOVAR, Leonardo Zehuri. **Teoria do Direito e Decisão Judicial** – elementos para a compreensão de uma resposta adequada. 1. Ed. Salvador: Editora jusPodivm, 2018.

25

Potencial de captação de água de aparelho de ar condicionado: um estudo de caso na secretaria de infraestrutura de São Cristovão/SE

Zacarias Caetano **Vieira**
IFS

Edílio José Soares **Lima**
IFS

Rayana Almeida de **Novais**
IFS

Carlos Gomes da **Silva Júnior**
IFS

Paulo Cícero de Jesus **Carvalho**
IFS

10.37885/210504506

RESUMO

A água é essencial para vida, mas a poluição e o desperdício podem leva a sua escassez. Diante destes problemas várias ações vêm sendo adotadas no sentido de reduzir o desperdício e torna o seu uso mais racional, dentre os quais podemos citar a reutilização da água dos aparelhos de ar condicionados. Diante do exposto, este artigo objetiva avaliar o potencial de captação da água condensada dos aparelhos de ar condicionado da Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão – SE. Em visita ao local foram identificados 04 aparelhos; sendo 01 aparelho com capacidade de 9000 BTUs (British Thermal Units Unidade Térmica Britânica); 02 aparelhos de 12000 BTUs e 1 aparelho de 18000 BTUs, que funcionam de segunda a sexta-feira, das 08:00 as 14:00 horas. No período de 13/02 a 19/02/2020 foram medidos os volumes de água condensada. As medições indicaram uma média geral diária de 30,72 litros, o que resulta em uma média geral mensal de 614, 4 litros. Conclui-se que a reutilização dessa água pode gerar uma economia, visto que diminui o consumo e desperdiço, configurando-se como uma prática ecologicamente correta pois destina essa água para usos não potáveis no prédio em questão, sendo esse sistema de fácil implantação.

Palavras-chave: Edificações Públicas, uso Racional, Economia.

INTRODUÇÃO

A importância da água é abordada desde a Conferência das Nações Unidas sobre Água, em Mar Del Plata (1977). No Brasil, a discussão sobre o tema teve início na década de 1980, com a criação do primeiro órgão ambiental brasileiro em nível federal - a Secretaria Especial de Meio Ambiente (Sema).

A água é fundamental para todo ser vivo, e mesmo com tamanha importância e décadas debatendo esse assunto, o problema ainda persiste. Nessa perspectiva, de acordo com Gonçalves (2005) o século 21 já se encontra em uma crise hídrica na qual países de clima mais seco sofrem com a escassez da água. Diante desta problemática contemporânea, surge o conceito de reuso o qual segundo Lobato (2005) é o processo de utilização da água por mais de uma vez, tratada ou não, para o mesmo ou outro fim. Essa reutilização pode ser direta ou indireta, decorrentes de ações planejadas ou não. Logo temos o reuso como uma forma alternativa de minimizar o problema e conforme relata Guy Ryder presidente do UN Water e diretor-geral da Organização Internacional do Trabalho (OIT) “as águas residuais são um recurso valioso em um mundo no qual a água é finita e a demanda é crescente” (WWAP, 2017). A água proveniente do ar condicionado é um exemplo de alternativa simples, e sustentável de reduzir o desperdiço.

Apesar da variedade de aparelhos, o princípio de funcionamento para refrigeração segue um mesmo padrão, em que a evaporação de um fluido refrigerante é utilizada para fornecer refrigeração (ANTONOVICZ & WEBER, 2013). Esse volume de água condensado dos aparelhos de ar condicionado pode ser utilizado para os chamados usos não potáveis, tais como rega de jardim, e limpeza de forma geral (lavagem de pisos, carros, etc).

OBJETIVO

Avaliar o potencial de captação da água condensada dos aparelhos de ar condicionado da Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão – SE.

MÉTODOS

Área de Estudo

Para realização desse trabalho adotou-se a Secretaria de Infraestrutura de São Cristóvão, localizada na Rodovia João Bebe Água, 492, São Cristóvão – SE (Figura 1). Em visita ao local foram identificados 04 aparelhos; sendo 01 aparelho com capacidade de 9000 BTUs (British Thermal Units Unidade Térmica Britânica) localizado no Gabinete; 02 aparelhos de 12000

BTUs na Diretoria de Planejamento e Diretoria Operacional e 1 aparelho de 18000 BTUs na Recepção. Esses aparelhos funcionam de segunda a sexta-feira, das 08:00 as 14:00 horas

Figura 1. Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão, estado de Sergipe

Fonte: Os autores

Figura 2. Aparelho de Ar Condicionado no Gabinete da Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão, estado de Sergipe

Fonte: Os autores

Quantificação da água gerada pelos aparelhos

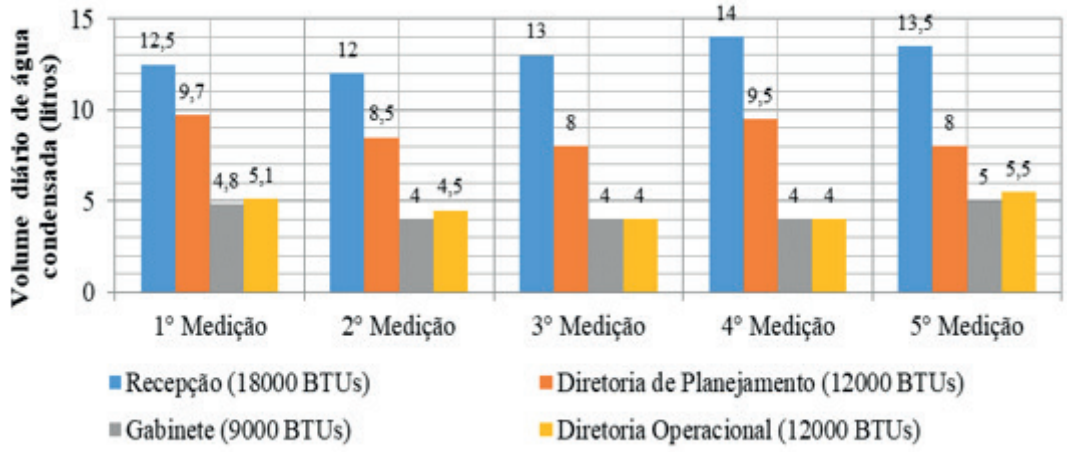
No período de 13/02 a 19/02/2020 foram realizadas cinco medições nos quatro aparelhos existentes na Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão. Pela manhã no início do funcionamento do órgão era acoplado em cada aparelho um recipiente para coleta das águas condensadas. Diariamente foi realizada a medição do volume de água coletado em cada aparelho sendo anotada a quantidade de água que foi desperdiçada em cada um.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Produção diária de água condensada no período analisado

As medições realizadas no final do expediente, registraram o volume de água condensada por cada aparelho durante o período de funcionamento de 6 horas. Os resultados obtidos são apresentados abaixo.

Figura 3. Volume diário de água condensada nos aparelhos de ar condicionado da Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão, estado de Sergipe.

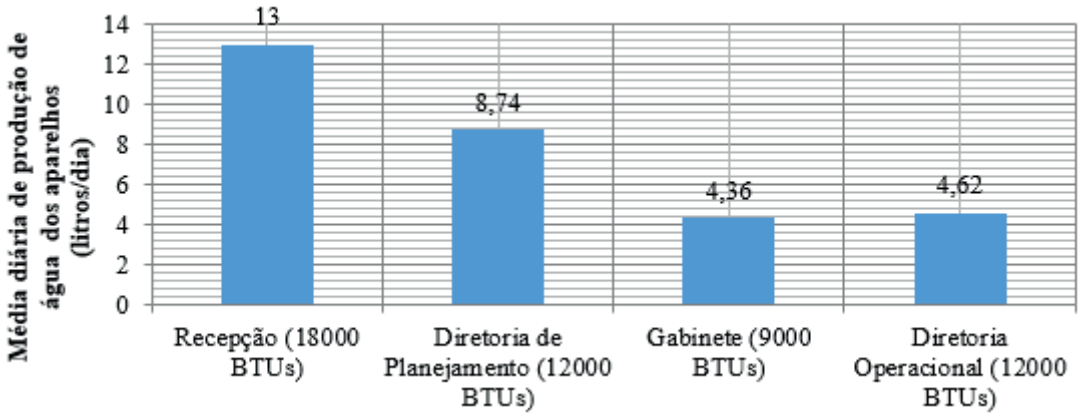


Fonte: Os autores

Média diária de produção dos aparelhos

Considerando os resultados diários (Figura 3) calculou-se a média diária de produção dos aparelhos, as quais são apresentadas abaixo.

Figura 4. Média diário de água condensada nos aparelhos de ar condicionado da Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão, estado de Sergipe



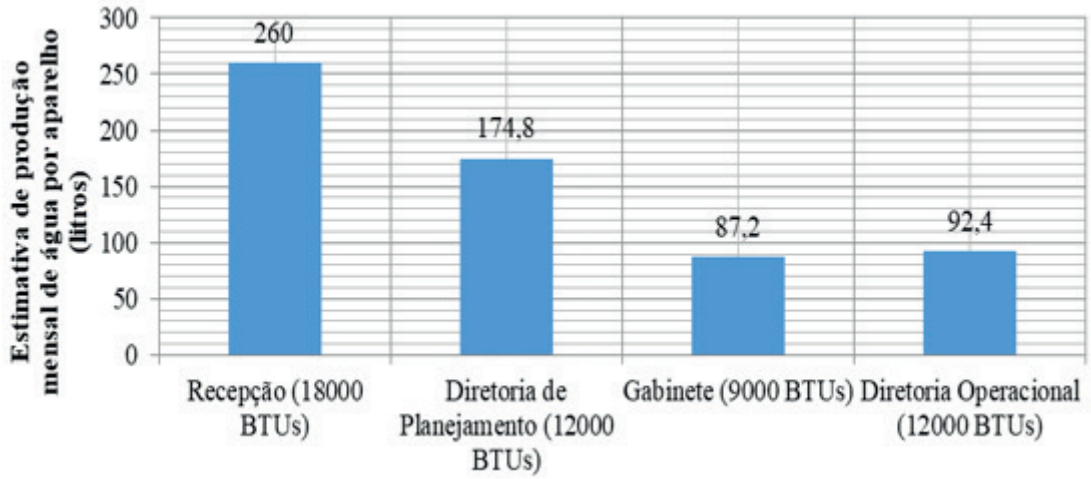
Fonte: Os autores

A média diária de produção dos aparelhos variou de 4,36 litros (Gabinete) até 13,0 litros (Recepção). Considerando todos os aparelhos a Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão apresentou uma média diária de 30,72 litros

Estimativa mensal de produção de água condensada dos aparelhos

Considerando a média diária de produção dos aparelhos (Figura 4), e que o órgão funciona de segunda a sexta-feira, ou seja, em média, 20 dias por mês, teremos a produção mensal estimada, conforme Figura 5, abaixo.

Figura 5. Estimativa mensal da produção de água nos aparelhos de ar condicionado da Secretária de Infraestrutura de São Cristóvão, estado de Sergipe.



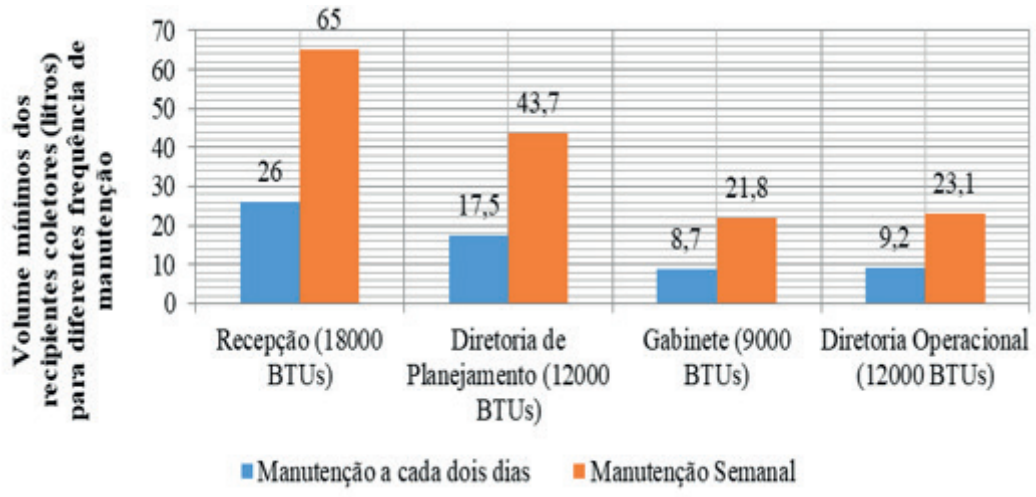
Fonte: Os autores

A produção mensal estimada de cada aparelho variou de 87,3 litros (Gabinete) até 260 litros (Recepção), resultando em uma média geral mensal de 614, 4 litros.

Sistema de aproveitamento de água

A implantação de um sistema de reaproveitamento dessa água começa pela determinação do volume do recipiente que irá guardá-la até o momento de sua utilização. O valor mínimo de cada recipiente será para acumular um dia de produção, considerando uma manutenção diária. Caso se opte por utilizar essa água a cada dois dias, o volume será para acumular a produção de dois dias, e assim, sucessivamente. Abaixo são apresentados, para a situação estudada, os volumes dos recipientes considerando duas situações: manutenção a cada dois dias e manutenção semanal.

Figura 6. Volumes mínimos de recipientes para coleta de água dos aparelhos de ar condicionado considerando diferentes frequências de manutenção.



Fonte: Os autores

Vale salientar que essa frequência de manutenção, ou seja, de utilização dessa água, determinará o volume do recipiente que irá recolher esse líquido, justamente, para se evitar que o mesmo seja cheio, não utilizado e haja o extravasamento da água, gerando os problemas de piso escorregadio, manchas na parede, etc.

CONCLUSÃO

Com base nos resultados obtidos conclui-se que: a) A reutilização da água do ar-condicionado pode gerar uma economia na conta de água, visto que diminui o consumo de água e desperdiço; b) Essa prática configura-se como uma ação ecologicamente correta visto que se pode destinar essa água para usos não potáveis no prédio em questão, tais como rega de plantas, lavagem de piso, lavagem de carro, etc; deixando de usar para tal água potável que pode ser destinada para outro uso mais nobre; c) A adoção dessa prática, não requer um conhecimento técnico apurado, visto que se necessita apenas um recipiente para coleta dessa água, e um uso adequado para tal; d) Em muitos casos, além da economia gerada no consumo de água potável, tem-se o benefício de evitar as patologias decorrentes do destino inadequado desse líquido, bem com uma melhora da estética dos ambientes

REFERÊNCIAS

1. ANTONOVICZ, D.; WEBER, R. G. B. **Inventário e PMOC – Plano de manutenção operação e controle – nos condicionadores de ar do Campus Medianeira da Universidade Tecnológica Federal do Paraná.** 2013. 59 f. Monografia (Grau de Tecnólogo em Manutenção Industrial) - Diretoria de Graduação e Educação Profissional, Universidade Tecnológica Federal do Paraná, Medianeira, 2013.

2. GONÇALVES, L. P. **Condicionamento de ar e sua evolução tecnológica.** 2005. 100 f. TCC (Graduação) - Curso de Engenharia Civil, Centro Tecnológico, Universidade Anhembi Morumbi, São Paulo, 2005.

3. LOBATO, M. B. **Sistema de hierarquização de ações de conservação da água em edificações com aplicação do Método Electre III.** 2005. 284 f. Dissertação (Mestrado) - Curso de Pós graduação em Engenharia Civil, Setor de Tecnologia, Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2005.

4. ORGANIZAÇÃO DAS NAÇÕES UNIDAS. **Relatório da Conferência das Nações Unidas sobre a Água.** (Mar del Plata, 14-25 de março de 1977). Cap. I. Resolução II.

5. WWAP (United Nations World Water Assessment Programme). 2017. **The United Nations Water Development Report 2017.** Wastewater: The Untapped Resource. Paris, UNESCO.

26

Qualidade de água no semiárido: moringa e palma para biorremediação de contaminantes hídricos

Patrícia da Silva **Costa**
UFCG

Rener Luciano de Souza **Ferraz**
UFCG

Guilherme Felix **Dias**
UEPB

Deibson Teixeira da **Costa**
UEPB

Semako Ibrahim **Bonou**
UFCG

Franklin Alves dos **Anjos**
IFAL

Vitória Régia Ramos de Albuquerque Rocha **Ramalho**
IFAL

Rayanne Silva de **Alencar**
UEPB

José **Dantas Neto**
UFCG

10.37885/210303667

RESUMO

O aumento do consumo e contaminação de recursos hídricos tem impulsionado a busca por produtos alternativos para tratamento de água. Objetivou-se com essa pesquisa evidenciar as potencialidades da *Moringa oleifera* Lamarck e da palma forrageira para biorremediação de água contaminada, bem como verificar se esta forma de tratamento é utilizada, para tratamento de água em regiões semiáridas. Utilizou-se de revisão sistemática, meta-análise e análise bibliométrica, realizando-se busca na base de dados Scopus. Constatou-se que ambas as plantas possuem elevado potencial para biorremediação de águas contaminadas. Em um estudo, os autores reportam que a palma é abundante e pode ser utilizada para biorremediação de água contaminada em regiões semiáridas como o Norte da Etiópia. Já na análise bibliométrica da *M. oleifera* fica evidente que a produção científica aumentou no decorrer do tempo, com ênfase para os anos 2016 e 2017, sendo a produção desses respectivos anos concentrada no Brasil. Este cenário evidencia um campo em expansão para grupos de pesquisa centrados no desenvolvimento de estratégias sustentáveis para gestão de recursos naturais do semiárido, com ênfase para o recurso água.

Palavras-chave: Biorremediação, Bibliometria, Revisão Sistemática, Meta-Análise.

INTRODUÇÃO

O ser humano possui certas características e necessidades, onde duas colocações se destacam uma de primeira ordem, onde se destina a alimentação e conservação da vida, e outra de segunda ordem, que por sua vez, tem por objetivo a construção de conforto e bem-estar (NICHOLSON et al., 2021).

No início do século XXI, as sociedades humanas vivem em um mundo com recursos naturais limitados, aumentando a população e expandindo sistemas de produção altamente intensivos em materiais, energia, desperdício e poluição. Isso pode gerar uma ampla gama de impactos, incluindo redução da produtividade agrícola e ameaças à segurança alimentar (DELL'ANGELO et al., 2018; CAMPI et al., 2021).

O crescimento demográfico, o desenvolvimento econômico, a melhoria do padrão de vida, as mudanças climáticas e a poluição causaram taxas insustentáveis de consumo de água (TAN et al., 2018). Frequentemente, a água utilizada para consumo humano é submetida a procedimentos físicos e químicos para torná-la potável (ROSA; ORDÓÑEZ, 2022). Em uma estação de tratamento, a água passa por processos de coagulação e floculação que utilizam coagulantes químicos, como sulfato de alumínio e cloreto férrico (BRILHANTE et al., 2017).

Contudo, o uso continuado destes agentes, sobretudo aqueles de origem sintética, vem causando problemas de saúde às populações consumidoras, de modo que há a necessidade urgente de soluções alternativas de tratamento de água que sejam seguras, econômicas, reproduzíveis, acessíveis, fáceis de usar e sustentáveis (ABOAGYE et al., 2021).

Dessa forma, são desenvolvidas técnicas de tratamento da água que são de características sustentáveis e viáveis as condições do semiárido. Por tanto, há uma crescente busca por polímeros naturais no tratamento de águas, um desses coagulantes naturais pode ser obtido na semente da árvore tropical *M. oleifera*. Em relação aos agentes químicos coagulantes/floculantes, o uso de *M. oleifera* apresenta grandes vantagens, como a biodegradabilidade, baixo índice de produção de lodo residual e baixa toxicidade (BAPTISTA et al., 2017; GANDIWA et al., 2020).

De forma semelhante, a palma forrageira, e.g. os cactos da espécie *Opuntia-ficus-indica* (L.) Mill. constitui-se em importante matéria-prima para obtenção de diversos produtos em diferentes segmentos, por exemplo, na fabricação de cosméticos e fármacos, além de seu emprego na nutrição humana e animal (FERRAZ et al., 2019; FERRAZ et al., 2020a,b; JARDIM et al., 2021). Além disso, a comunidade científica vem investigando o potencial de polissacarídeos derivados desta espécie para tratamento de águas contaminadas (JAYALAKSHMI et al., 2017; RACHDI et al., 2017).

Na maioria dos estudos com estas espécies vegetais, visando o tratamento de água de forma sustentável, os pesquisadores vêm utilizando-as de forma individualizada e obtendo

êxito em suas aplicações. Isto despertou a atenção de pesquisadores como Gandiwa et al. (2020) que testaram o efeito da mistura de extratos de *M. oleifera*, palma forrageira e sulfato de alumínio como coagulantes naturais e sintéticos para tratamento de águas contaminadas.

Dessa forma, objetivou-se analisar a literatura pertinente à utilização de *M. oleifera* para tratamento de água, utilizando-se de análise bibliométrica, e uma revisão sistemática em bases de dados; e meta-análise para mostrar o potencial da palma forrageira na biorremediação de águas contaminadas, visando assim, evidenciar anos, países, áreas de concentração e periódicos mais produtivos acerca dos temas, de modo a indicar uma alternativa sustentável para tratamento de água no semiárido.

MÉTODO

Levantamento para *Moringa oleifera*

Na construção desta pesquisa, utilizou-se de busca sistemática na base de dados Scopus, seguida de uma análise bibliométrica dos resultados. Para a análise bibliométrica, utilizou-se da metodologia descrita por Machado et al. (2016), com adaptações. O planejamento da pesquisa foi realizado no mês de julho de 2017. Nesta etapa foram delimitados os termos de busca como "*Moringa oleifera*" AND "water treatment". Os dados obtidos foram tabulados em planilha eletrônica para posterior análise por meio de estatística descritiva.

Levantamento para palma forrageira

Para a palma forrageira (*Opuntia-ficus-indica*), utilizou-se de revisão sistemática e meta-análise, conforme metodologia descrita por Lee e DiGiuseppe (2018), com adaptações. Para tanto, foi realizada busca sistemática na base de dados Scopus no período compreendido entre 1999 (ano do primeiro registro disponível) e 08 de julho de 2017. Foram utilizados os termos "*Opuntia-ficus*" e "water treatment" combinados com o operador booleano AND.

A busca resultou em 23 documentos, os quais foram criteriosamente analisados e submetidos aos critérios de inclusão e exclusão para posterior tratamento meta-analítico de dados. Foram incluídos 11 estudos, com a utilização de palma forrageira para purificação de água, tendo como variável resposta a turbidez ou porcentagem de remoção de algum metal ou pesticida contaminante da água. Devido às diferentes naturezas destas variáveis, as respostas foram expressas em termos de porcentagem de biorremediação de contaminantes, obtida por meio da relação:

$$PRC\ \frac{CIC - CCT}{CIC} * 100$$

Em que PRC - porcentagem de remoção do contaminante (em %), CIC - concentração inicial do contaminante, CCT - concentração do contaminante após o tratamento.

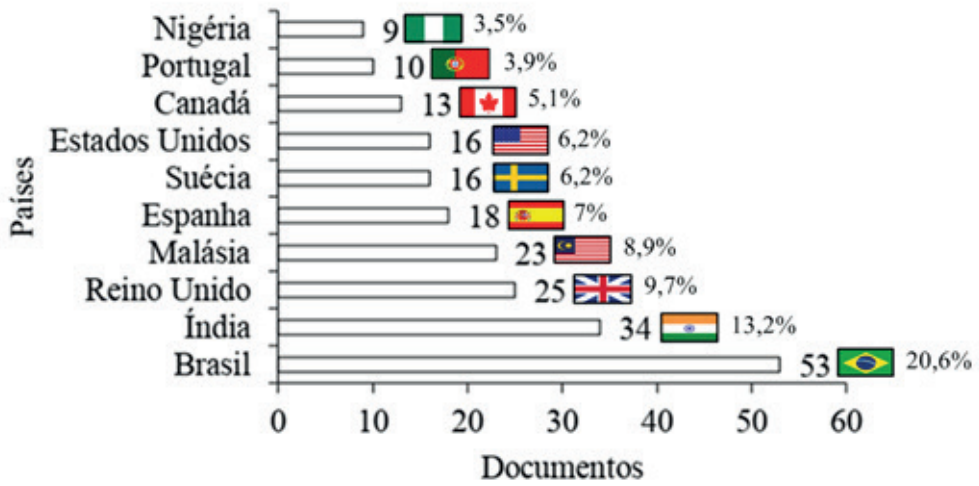
Nos estudos incluídos após critérios de inclusão e exclusão, foram obtidos dados referentes ao tamanho da amostra (N), média da variável resposta (M) e desvio padrão (DP) no grupo experimental tratado com *Opuntia-ficus-indica* (OFI) e o grupo controle sem tratamento com OFI. A estimativa da variabilidade entre os estudos (τ^2) foi feita pelo método descrito por DerSimonian e Laird (1986) e o cálculo da ponderação de cada estudo foi feito utilizando o método do inverso da variância. Devido à elevada heterogeneidade, foi utilizado o modelo de efeitos aleatórios (SANTOS; CUNHA, 2013). A meta-análise foi conduzida no software R utilizando-se do pacote "metafor" (VIECHTBAUER, 2010; R CORE TEAM, 2017).

RESULTADOS

Relevância de *Moringa oleifera*

A busca por *M. oleifera* e tratamento de água resultou em 257 documentos, dos quais o Brasil responde por 20,6% (53 documentos) desta produção, ocupando o primeiro lugar no Ranking, seguido da Índia com 13,2% (34 documentos), e do Reino Unido com 9,7% (25 documentos), conforme ilustrado na Figura 1.

Figura 1. Distribuição espacial da produção científica sobre *Moringa oleifera* e tratamento de água dos 10 países mais produtivos.

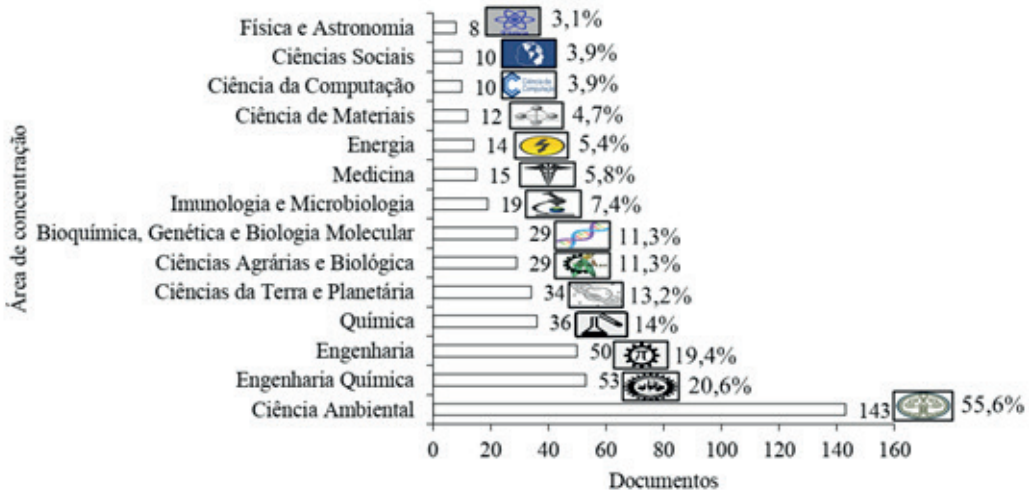


Fonte: Elaboração dos autores.

Com relação à produção científica sobre *M. oleifera* e tratamento de água, registrou-se, por área de concentração, que 55,6% dos documentos se encontram na área de Ciência

Ambiental (143 documentos), 14% na área de Química (36 documentos) e 11,3% na área de Ciências Agrárias e Biológica (29 documentos) (Figura 2).

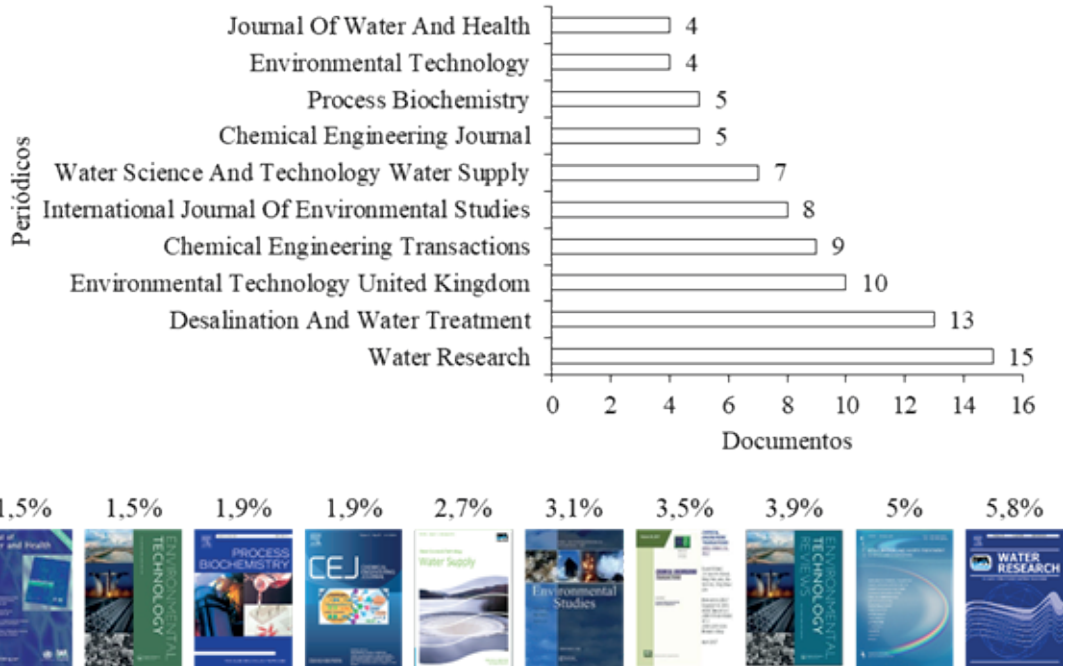
Figura 2. Distribuição da produção científica sobre *Moringa oleifera* e tratamento de água por área de concentração.



Fonte: Elaboração dos autores.

Dentre os 10 periódicos mais produtivos, Water Research (15 documentos) encontra-se em primeiro lugar com 5,8% dos registros, seguido de Desalination And Water Treatment (13 documentos) com 5% e Environmental Technology United Kingdom (10 documentos) com 3,9%, enquanto que os demais periódicos possuem registros entre 4 e 9 documentos (Figura 3).

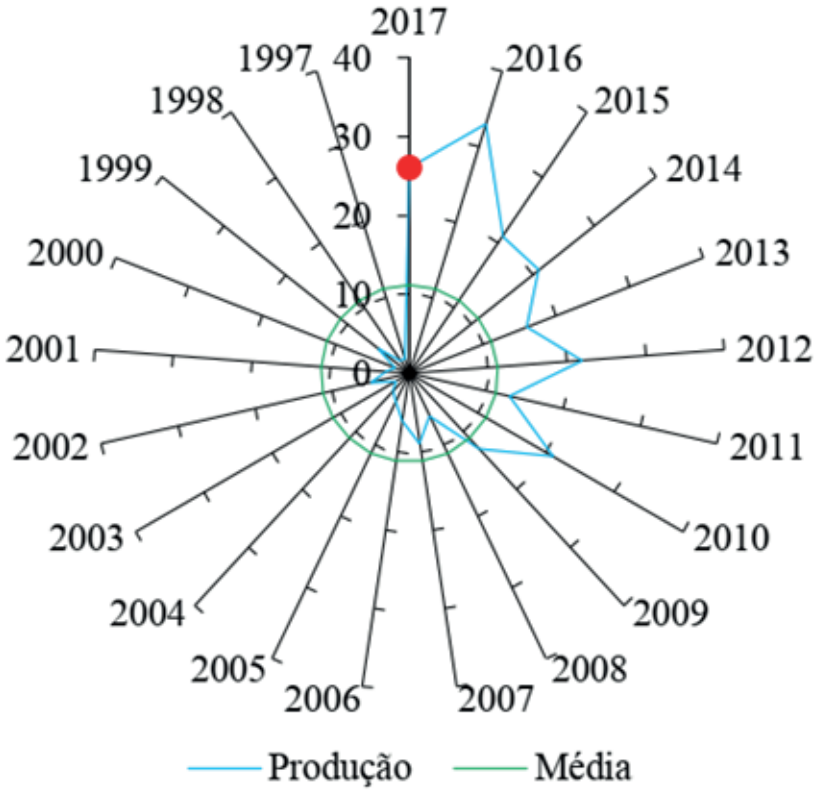
Figura 3. Distribuição da produção científica sobre *Moringa oleifera* e tratamento de água dos 10 periódicos mais produtivos.



Fonte: Elaboração dos autores.

A média de produção científica mundial entre os anos de 1997 e 2017, relacionada à *M. oleifera* e tratamento de água, foi de 11,3 documentos. A produção mais expressiva (34 documentos) foi registrada no ano de 2016, seguido do ano de 2017 com 27 documentos, 2012 com 22 documentos, enquanto que em 2010, 2014 e 2015 foram publicados 21 documentos sobre o tema. Até o fim do ano há possibilidade de aumento no número de documentos em 2017 (Figura 4).

Figura 4. Distribuição temporal (1997-2017) da produção científica sobre *Moringa oleifera* e tratamento de água no mundo. • Ano não completo.



Fonte: Elaboração dos autores.

Relevância da palma forrageira

Os resultados da meta-análise estão apresentados na Tabela 1. Verificou-se média geral das diferenças positiva, indicando que o grupo tratado com *Opuntia-ficus-indica* foi efetivo em 82,71% na remoção de contaminantes da água, podendo remover 75,22% no cenário de menor remoção e 90,21% no cenário de maior remoção.

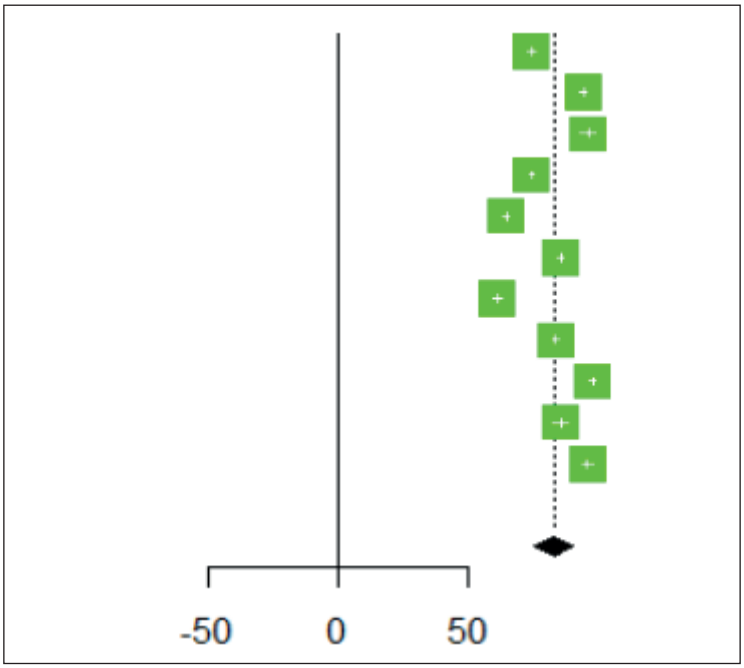
Tabela 1. Resumo da meta-análise para 11 estudos visando identificar se a palma forrageira pode ser utilizada para biorremediação de águas contaminadas.

Estudo	NO	MO	DPO	NC	MC	DPC	Peso	MD [95% - IC]
Onditi et al., 2016	3,00	87,00	1,00	3,00	13,00	1,00	9,10	74,00 [72,40; 75,60]
Nharingo et al., 2015	3,00	97,00	1,00	3,00	3,00	1,00	9,10	94,00 [92,40; 95,60]
Belbahloul et al., 2015	4,00	97,96	2,15	4,00	2,04	2,15	9,00	95,91 [92,93; 98,89]
Nawel et al., 2015	3,00	87,00	0,80	3,00	13,00	0,12	9,10	74,00 [73,08; 74,92]
Fedala et al., 2015	5,00	82,20	1,00	5,00	17,80	1,00	9,10	64,40 [63,16; 65,64]
Betatache & Aouabed, 2015	3,00	92,66	1,00	3,00	7,34	1,00	9,10	85,32 [83,72; 86,92]
Vishali & Karthikeyan, 2014	3,00	80,44	1,00	3,00	19,56	1,00	9,10	60,88 [59,28; 62,48]
Bouatay & Mhenni, 2014	3,00	91,66	1,00	3,00	8,34	1,00	9,10	83,32 [81,72; 84,94]
Asha et al., 2014	3,00	98,75	1,00	3,00	1,25	1,00	9,10	97,50 [95,90; 99,10]
Gebrekidan et al., 2013	2,00	92,67	1,53	2,00	7,33	1,53	9,00	85,33 [82,34; 88,33]
Buttice et al., 2010	3,00	97,71	1,37	3,00	2,29	1,37	9,10	95,42 [93,23; 97,61]
Total [95% – IC]	35,00			35,00			100,00	82,71 [75,22; 90,21]
Heterogeneidade: $\tau^2 = 159,9$; $X^2 = 2471,41$; GL = 10; ($p < 0,0001$); $I^2 = 99,9\%$								
Efeito geral: Z = 331,66; ($p < 0,0001$)								

NO: tamanho da amostra tratada com *Opuntia fícus indica* (OFI); MO: média da variável resposta após tratamento; DPO: desvio padrão das amostras tratadas; NC: tamanho da amostra não tratada com OFI; MC: média da variável resposta sem tratamento; DPC: desvio padrão das amostras não tratadas; MD: média das diferenças; IC: intervalo de confiança; τ^2: estimativa da variabilidade entre os estudos. X^2: teste qui-quadrado; GL: grau de liberdade; *p*: probabilidade de significância; I^2: heterogeneidade; e Z: teste Z.

Observa-se na Figura 5 a representação gráfica da meta-análise, mostrando que todos os estudos possuem médias positivas (à direta do gráfico) e que os intervalos de confiança não cruzam a média (0), evidenciando unanimidade do tratamento com *Opuntia-ficus-indica* para biorremediação de águas contaminadas.

Figura 5. Representação gráfica, *forest plot*, dos efeitos individuais de cada estudo e do efeito combinado da utilização de *Opuntia-ficus-indica* para biorremediação de águas contaminadas.

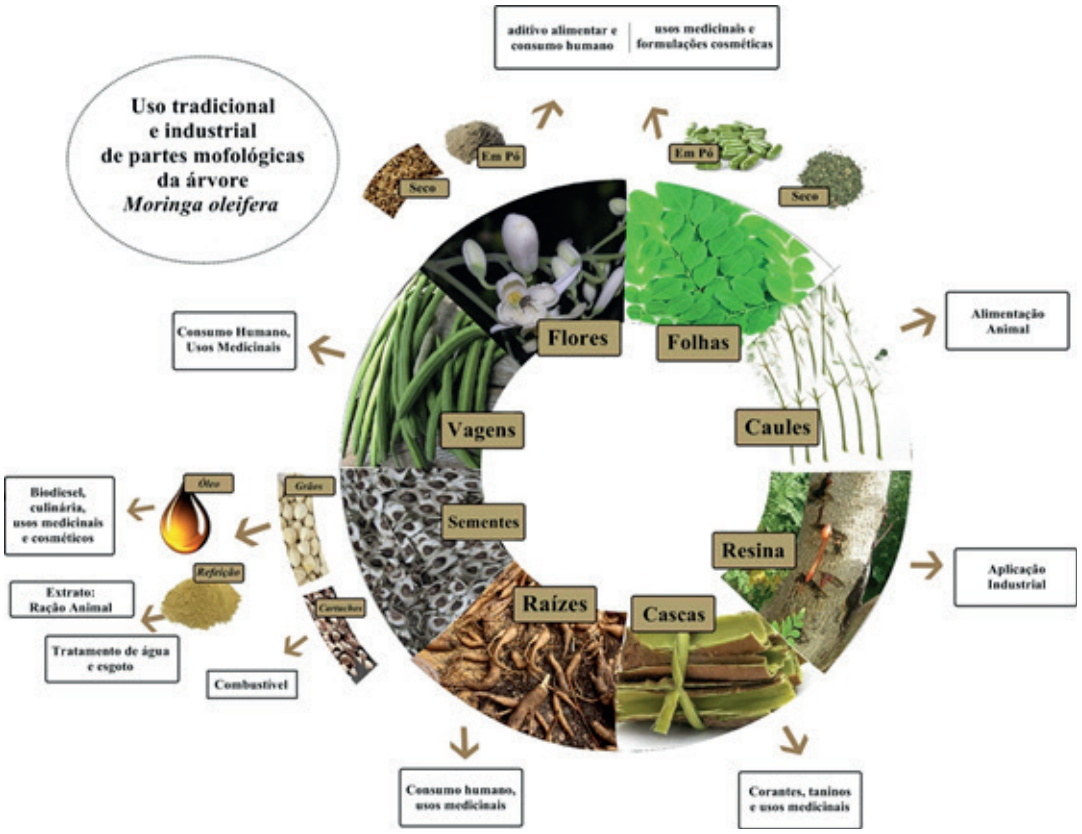


Fonte: Elaboração dos autores.

DISCUSSÃO

Maior expressividade de produção científica sobre *M. oleifera* e tratamento de água encontrada na Índia e no Brasil podem ser explicadas pelo fato da espécie ser nativa e largamente explorada da Índia (FIDRIANNY et al., 2021). Segundo estes pesquisadores, em seu país de origem, a espécie é bastante conhecida e utilizada pelos moradores para diversas finalidades, sendo sua principal aplicação como planta medicinal. Alguns dos usos da espécie podem ser conferidos na Figura 6.

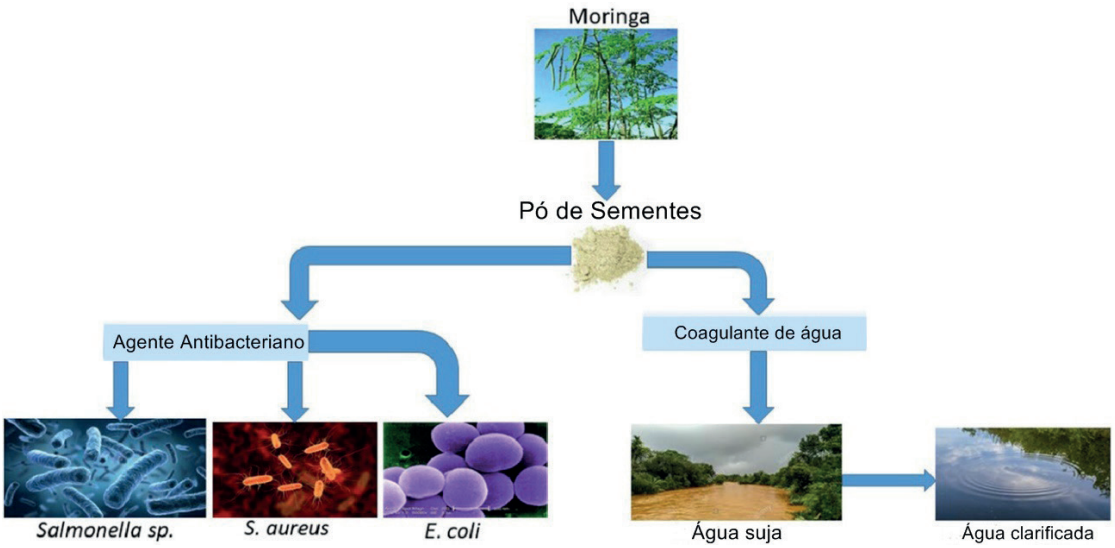
Figura 6. Identificação morfológica das partes de uma planta de *Moringa oleifera* e alguns usos da planta.



Fonte: Granella et al. (2021), adaptado pelos autores.

Já no Brasil, a relevância de produção científica sobre esta espécie relacionada ao tratamento de água (Figura 7) se deve ao fato do crescente interesse da comunidade científica em desenvolver estratégias promissoras para remediação de contaminantes dos corpos hídricos utilizando-se de materiais alternativos e sustentáveis (GRANELLA et al., 2021). Acrescenta-se que a adaptação da espécie à região também justifica este crescente empenho científico, além do fato dos acadêmicos e população em geral ter despertado para as inúmeras possibilidades de uso da espécie (MACÁRIO et al., 2020; SILVA et al., 2020; OLDONI et al., 2021).

Figura 7. Resumo gráfico do uso de *Moringa oleifera* para tratamento de água.



Fonte: Aboagye et al. (2021) adaptado pelos autores.

Os mecanismos pelos quais *Opuntia-ficus-indica* promove a remoção de contaminantes da água ainda não foram completamente elucidados, de modo que muitas pesquisas são desenvolvidas com aplicação de componentes desta cactácea para remoção da turbidez, metais pesados e pesticidas. Sabe-se que este vegetal é utilizado na forma de mucilagem, pó de cladódios secos e até mesmo porções ou suco de cladódios frescos, atuando na coagulação, floculação e sedimentação (JAYALAKSHMI et al., 2017; RACHDI et al., 2017).

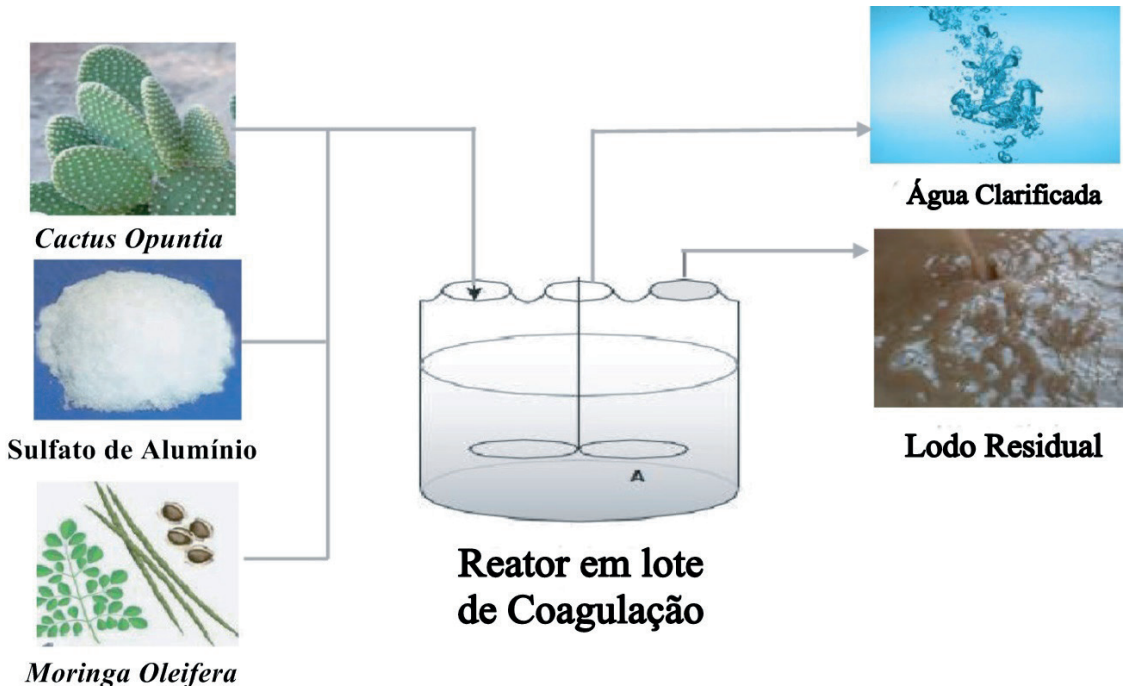
A eficiência de OFI para coagulação está relacionada à desestabilização coloidal e formação de aglomerados de maior tamanho, os quais serão posteriormente separados da fração líquida. Quatro mecanismos são responsáveis pela desestabilização dos coloides, a saber: compressão de dupla camada, adsorção-desestabilização, varredura, e formação de pontes químicas (NHARINGO et al., 2015). A medida do potencial zeta e da condutividade sugere que os mecanismos mais prováveis é a adsorção e a formação de ponte químicas, notadamente porque, apesar do aumento do OFI adicionado às soluções, o potencial zeta do filtrado ainda é negativo, o que exclui a tese de adsorção e de varredura (BETATACHE & AOUABED, 2015).

Ressalte-se que todos os estudos considerados convergem para eficiência de OFI para biorremediação. De fato, o efeito geral, Z, foi significativo ($p < 0{,}001$) ratificando a diferença entre o tratamento com OFI e o grupo controle. No entanto, a estimativa da variabilidade entre os estudos foi elevada ($\tau 2 = 159{,}9$) com heterogeneidade significativamente ($p < 0{,}001$) elevada ($I2 = 99{,}9\%$), justificando a escolha do modelo de efeitos aleatório nesta pesquisa (SANTOS; CUNHA, 2013).

Com base nos resultados desta pesquisa sobre o potencial destas duas espécies, é possível inferir que as espécies são materiais promissores para a finalidade em

questão. Na Figura 8, é mostrada uma ilustração esquemática do emprego de *M. oleifera* e palma forrageira combinadas com sulfato de alumínio para tratamento de água. Neste estudo recente de Gandiwa et al. (2020), os pesquisadores evidenciam a possibilidade de uso integrados destas espécies para melhoria de qualidade de água.

Figura 8. Resumo gráfico do uso de *Moringa oleifera* e palma forrageira para tratamento de água.



Fonte: Gandiwa et al. (2020) adaptado pelos autores.

CONCLUSÃO

A produção científica sobre *M. oleifera* e tratamento de água aumentou no decorrer do tempo, com ênfase para os anos 2016 e 2017, sendo a produção desses respectivos anos concentrada no Brasil. A área de concentração que se destaca com expressividade é a de Ciência Ambiental, e o periódico com maior número de documentos publicados é o Water Research. Estas informações, que são de grande relevância, na busca por alternativas sustentáveis para o tratamento de água no semiárido.

A palma forrageira possui elevado potencial para biorremediação de águas contaminadas, chegando a remover, em média, 82,71% dos contaminantes da água. Em um dos 11 trabalhos estudados, os autores reportam que *Opuntia-ficus-indica* é abundante e pode ser utilizada para biorremediação de água contaminada em regiões semiáridas como o Norte da Etiópia. Não foram encontrados estudos com uso desta espécie para biorremediação de água contaminada no semiárido do Brasil.

REFERÊNCIAS

1. ABOAGYE, G.; NAVELE, M.; ESSUMAN, E. Protocols for assessing antibacterial and water coagulation potential of *Moringa oleifera* seed powder. **MethodsX**, v. 8, p. e101283, 2021.

2. BAPTISTA, A. T. A.; SILVA, M. O.; GOMES, R. G.; BERGAMASCO, R.; VIEIRA, M. F.; VIEIRA, A. M. S. Protein fractionation of seeds of Moringa oleifera lam and its application in superficial water treatment. **Separation and Purification Technology**, v. 180, p. 114-124, 2017.

3. BETATACHE, H.; AOUABED, A. Sewage Sludge Conditioning using *Opuntia Ficus Indica* Juice. **Journal of Water Science**, v. 28, n. 1, p. 67-72, 2015.

4. BRILHANTE, R. S. N.; SALES, J. A.; PEREIRA, V. S.; CASTELO-BRANCO, D. S. C. M.; CORDEIRO, R. A.; SAMPAIO, C. M. S.; PAIVA, M. A. N.; SANTOS, J. B. F.; SIDRIM, J. J. C.; ROCHA, M. F. G. Research advances on the multiple uses of moringa oleifera: A sustainable alternative for socially neglected population. **Asian Pacific Journal of Tropical Medicine**, v. 10, n. 7, p. 621-630, 2017.

5. CAMPI, M.; DUEÑAS, M.; FAGIOLO, G. Specialization in food production affects global food security and food systems sustainability. **Word Development**, v. 141, n. 5, p. e105411, 2021.

6. DELL'ANGELO, J.; RULLI, M. C.; D'ODORICO, P. The Global Water Grabbing Syndrome. **Ecological Economics**, v. 143, p. 276-285, 2018.

7. DERSIMONIAN, R.; LAIRD, N. Meta-analysis in clinical trials. **Controlled Clinical Trials**, v. 7, p. 177-188, 1986.

8. FERRAZ, R. L. S.; COSTA, P. S.; DANTAS NETO, J.; VIÉGAS, P. R. A.; MELO, A. S.; COSTA, F. S.; MEDEIROS, A. S.; MAGALHÃES, I. D.; LIMA, A. S.; CAVALCANTE JÚNIOR, C. A.; LIMA, V. L. A. Estimation of productivity gain by irrigated and fertilized forage palm plants (*Opuntia ficus indica* (L.) Mill. and *Nopalea cochenillifera* (L.) Salm-Dyck): systematic review and meta-analysis. **Australian Journal of Crop Science**, v. 13, n. 11, p. 1873-1882, 2019.

9. FERRAZ, R. L. S.; DANTAS NETO, J.; COSTA, P. S.; LIMA, A. S.; SILVA, P. F.; MATOS, R. M. Composição mineral da palma forrageira variedade baiana sob níveis de reposição de água no solo. **Journal of Environmental Analysis and Progress**, v. 5, n. 3, p. 319-328, 2020b.

10. FERRAZ, R. L. S.; DANTAS NETO, J.; COSTA, P. S.; LIMA, A. S.; SILVA, P. F.; MATOS, R. M.; MELO, A. S. Variations in soil water replacement levels promote changes in forage cactus mineral composition and biomass productivity. **Revista Ambiente & Água**, v. 15, n. 5, p. e2537, 2020a.

11. FIDRIANNY, I.; KANAPA, I.; SINGGIH, M. Phytochemistry and Pharmacology of Moringa Tree: An Overview. **Biointerface Research in Applied Chemistry**, v. 11, n. 3, p. 10776-10789, 2021.

12. GANDIWA, B. I.; MOYO, L. B.; NCUBE, S.; MANVURA, T. A.; MGUNI, L. L.; HLABANGANA, N. Optimisation of using a blend of plant based natural and synthetic coagulants for water treatment: (Moringa Oleifera-Cactus Opuntia-alum blend). **South African Journal of Chemical Engineering**, v. 34, p. 158-164, 2020.

13. GRANELLA, S. J.; BECHLIN, T. R.; CHRIST, D.; COELHO, S. R. M.; PAZ, C. H. O. An approach to recent applications of *Moringa oleifera* in the agricultural and biofuel industries. **South African Journal of Botany**, v. 137, p. 110-116, 2021.

14. JARDIM, A. M. R. F.; SILVA, T. G. F.; SOUZA, L. S. B.; ARAÚJO JÚNIOR, G. N.; ALVES, A. K. M. N.; SOUZA, M. S.; ARAÚJO, G. G. L.; MOURA, M. S. B. Intercropping forage cactus and sorghum in a semi-arid environment improves biological efficiency and competitive ability through interspecific complementarity. **Journal of Arid Environments**, v. 188, n. 5, p. e104464, 2021.

15. JAYALAKSHMI, G.; SARITHA, V.; DWARAPUREDDI, B. K. A Review on Native Plant Based Coagulants for Water Purification. **International Journal of Applied Environmental Sciences**, v. 12, n. 3, p. 469-487, 2017.

16. LEE, A. H.; DIGIUSEPPE, R. Anger and aggression treatments: a review of meta-analyses. **Current Opinion in Psychology**, v. 19, p. 65-74, 2018.

17. MACÁRIO, A. P. S.; FERRAZ, R. L. S.; COSTA, P. S.; BRITO NETO, J. F.; MELO, A. S.; DANTAS NETO, J. Allometric models for estimating Moringa oleifera leaflets área. **Ciência e Agrotecnologia**, v. 44, p. e005220, 2020.

18. MACHADO, A. B.; SILVA, A. R. L.; CATAPAN, A. H. Bibliometria sobre concepção de leehabitats de inovação. **Navus-Revista de Gestão e Tecnologia**, v. 6, n. 3, p. 88-96, 2016.

19. NHARINGO, T.; ZIVURAWA, M. T.; GUYO, U. Exploring the use of cactus Opuntia ficus indica in the biocoagulation–flocculation of Pb(II) ions from wastewaters. **International Journal of Environmental Science and Technology**, v. 12, p. 3791-3802, 2015.

20. NICHOLSON, C. F.; STEPHENS, E. C.; KOPAINSKY, B.; THORNTON, P. K.; JONES, A. D.; PARSONS, D.; GARRETT, J. Food security outcomes in agricultural systems models: Case examples and priority information needs. **Agricultural Systems**, v. 188, n. 3, p. e103030, 2021.

21. OLDONI, T. L. C.; MERLIN, N.; BICAS, T. C.; PRASNIEWSKI, A.; CARPES, S. T.; ASCARI, J.; ALENCAR, S. M.; MASSARIOLI, A. P.; BAGATINI, M. D.; MORALES, R.; THOMÉ, G. Antihyperglycemic activity of crude extract and isolation of phenolic compounds with antioxidant activity from *Moringa oleifera* Lam. leaves grown in Southern Brazil. **Food Research international**, v. 141, n. 4, p. e110082, 2021.

22. R CORE TEAM. **R: A Language and Environment for Statistical Computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. 2017. Disponível em:<https://www.R-project.org>. Acesso em: 24 Ago, 2017.

23. RACHDI, R.; SRARFI, F.; SHIMI, N. S. Cactus *Opuntia* as natural flocculant for urban wastewater treatment. **Water Science & Technology**, v. 76, n. 4, 2017.

24. ROSA, A. V.; ORDÓÑEZ, J. C. Introduction. IN: ROSA, A. V.; ORDÓÑEZ, J. C. (Eds.). **Fundamentals of Renewable Energy Processes (Fourth edition)**. Academic Press, 2022. 1-46p.

25. SANTOS, E. J. F.; CUNHA, M. Interpretação crítica dos resultados estatísticos de uma meta-análise: estratégias metodológicas. **Millenium**, v. 44, p. 85-98, 2013.

26. SILVA, A. E.; FERRAZ, R. L. S.; SILVA, J. P.; COSTA, P. S.; VIÉGAS, P. R. A.; BRITO NETO, J. F.; MELO, A. S.; MEIRA, K. S.; SOARES, C. S.; MAGALHÃES, I. D.; MEDEIROS, A. S. Microclimate changes, photomorphogenesis and water consumption of *Moringa oleifera* cuttings under different light spectrums and exogenous phytohormone concentrations. **Australian Journal of Crop Science**, v. 14, n. 5, p. 751-760, 2020.

27. TAN, W.; ZHANG, Y.; XI, B.; HE, X.; GAO, R.; HUANG, C.; ZHANG, H.; LI, D.; ZHAO, X.; LI, M.; LI, L.; JIANG, J.; WANG, G. Discrepant responses of the electron transfer capacity of soil humic substances to irrigations with wastewaters from different sources. **Science of the Total Environment**, v. 610, p. 333-341, 2018.

28. VIECHTBAUER, W. Conducting meta-analyses in R with the metafor package. **Journal Statistical Software**, v. 36, n. 3, p. 1-48, 2010.

27

Razão de adsorção de potássio em águas da região da Chapada do Apodi

Fábio R. de **Souza**
UFERSA

Celsemy Euletério **Maia**
UFERSA

Ana Quézia Carvalho **Braga**
UFERSA

Peter John **Dumas**
UFERSA

Ugo Leonardo R. **Machado**
UFERSA

10.37885/210504502

RESUMO

O risco de causar dispersão do solo pela água de irrigação é avaliado pela razão de adsorção de sódio (RAS) e de potássio (RAP). O objetivo deste trabalho foi avaliar o risco de dispersão do solo pela razão de adsorção de potássio das águas da região da Chapada do Apodi. Foram utilizadas 357 amostras de águas, sendo 280 de poço, 54 de rio e 23 de açude. Calculou- se a razão de adsorção de potássio (RAP) e para comparação também foi calculada a razão de adsorção de sódio (RAS). Os valores médios da RAP foram de 0,13, 0,18 e 0,13 $(mmolc\ L^{-1})^{0,5}$ para água de poço, rio e açude, respectivamente. Comparado com os valores da RAS, esta foi maior que a RAP em 30,77, 28,49 e 34,74 vezes para água de poço, rio e açude, respectivamente.

Palavras-chave: Qualidade de Água, Dispersão do Solo, Irrigação.

INTRODUÇÃO

A utilização da água de irrigação pela agricultura é bastante difundida, porém a sua qualidade nem sempre é levada em consideração. Segundo Bernardo et. al (2006) citado por Silva et. al (2011), para que se faça uma interpretação correta da qualidade da água que está sendo utilizada para irrigação, é preciso analisar os parâmetros, levando-se em consideração também a relação com seus efeitos no solo, no manejo da irrigação e na cultura. Mantovani et. al (2006) afirmam que a qualidade da água é fundamental para o êxito da utilização de sistemas irrigados, porém, é comum que essa avaliação da qualidade seja negligenciada pelos projetos, e como consequência disso a irrigação pode produzir efeitos indesejáveis na condução de uma cultura comercial.

A qualidade da água utilizada para irrigação, normalmente é medida a partir da quantidade de sais contida nela. Os principais sais dissolvidos são os de sódio (Na), cálcio (Ca), magnésio (Mg) e potássio (K), nas formas de cloretos, sulfatos e bicarbonatos. Esses sais em solo podem causar variações na estrutura, permeabilidade e aeração do solo, afetando de maneira indireta crescimento das plantas (Silva et. al, 2011).

A aplicação de águas residuárias em solo é hoje uma prática comum, porém Born (1991) destaca que o risco da adição desordenada de sais solúveis via água residuária deve ser considerado com rigor. Ainda segundo o autor, o uso descontrolado de águas oriundo de descarte ricas em potássio pode resultar numa alta concentração deste na solução do solo, aumentando a saturação do potássio no complexo coloidal do solo, causando um desequilíbrio iônico. Segundo Garcia et. al (2008), quando se utiliza do sistema de irrigação por aspersão com uma água de elevado teor de sódio, esse íon tende a se acumular nos primeiros centímetros de profundidade, fazendo com que ocorra a dispersão dos agregados em partículas muito pequenas, que podem vir a obstruir os poros do solo.

Chaves et. al (2015) diz que a sodicidade determinada pela razão de adsorção de sódio (RAS) diz respeito ao efeito do Na contido na água de irrigação, que elevará a porcentagem de sódio trocável (PST), podendo afetar sua capacidade de infiltração. Semelhante efeito pode acontecer também relacionado a quantidade de potássio existente na água que se utilizará na irrigação, podendo ser determinada pela razão de adsorção de potássio (RAP).

Sendo assim, este artigo tem como objetivo avaliar o risco de dispersão do solo pela razão de adsorção de potássio das águas da região da Chapada do Apodi.

MATERIAL E MÉTODOS

Para avaliar a Razão de Adsorção de Potássio (RAP) foram utilizadas 357 amostras de água coletadas na região da Chapada do Apodi no Rio Grande do Norte, sendo 280 de

poço, 54 de rio e 23 de açude. As amostras foram analisadas em laboratório obtendo as seguintes determinações: pH, CE, Ca, Mg, Na, K, Cl, HCO3 e CO3. De acordo com Richard (1954) calculou-se a Razão de Adsorção de Potássio pela equação 1 e para comparação foi determinada a Razão de Adsorção de Sódio (RAS) pela equação 2, com as concentrações de K, Na, Ca e Mg em mmolc L^{-1}. Para cada fonte foram obtidas as médias, desvio padrão e coeficiente de variação (CV) de RAP e RAS e da relação RAS/RAP. Ajustou-se por meio de regressão a relação RAS/RAP e (Ca+Mg)/K e (Ca+Mg)/Na em função de RAP. Foi calculada ainda a Razão de Adsorção de Cátions Monovalente (RACM) proposta por Smiles e Smith (2004), de acordo com a equação 3 e a porcentagem da RAP que pode causar dispersão do solo pela equação 4.

$$RAP = \frac{K}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \quad (1)$$

$$RAS = \frac{Na}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \quad (2)$$

$$RACM = \frac{Na+K}{\sqrt{\frac{Ca+Mg}{2}}} \quad (3)$$

$$\%RAP = \frac{100RAP}{RACM} \quad (4)$$

Foram avaliados os valores médios de RAS, RAP e da relação RAS/RAP, além de calcular desvio padrão e coeficiente de variação (CV). Foi calculado também os valores médios da RAS, RAP e RAS/RAP por faixa de condutividade elétrica da água de irrigação. Ajustou-se ainda modelo de regressão potencial para Na/K, (Ca+Mg)/Na e (Ca+Mg)/K em função de RAP. Calculou-se ainda a porcentagem da RAP em relação Razão de Adsorção de Cátions Monovalente (RACM) que foi ajustada em função da condutividade elétrica (CE) para todas as fontes.

RESULTADOS E DISCUSSÃO

Os valores médios, desvio padrão e coeficiente de variação da RAP, RAS e da relação RAS/RAP para as água de poço, rio e açude são mostrados na tabela 1, em que se verifica que a Rap variou de 0,13 (mmolc $L^{-1})^{0,5}$ para águas de poço e açude até 0,18 (mmolc $L^{-1})^{0,5}$ para águas de rio. Os valores médios da RAS variaram de 2,21 a 2,74 (mmolc $L^{-1})^{0,5}$ para águas de poço e açude, respectivamente. Ainda com os valores médios, para as águas da Chapada do Apodi, a relação RAS/RAP, variou de 28,49 para água de rio até 34,75 para águas de açude. Avaliando os valores dos desvios padrão e coeficiente de variação, verificou-se que as maiores variabilidade, independente da fonte, foi para RAP. Observou-se

ainda tendência da RAP diminuir com o aumento da CE, diferente da RAS que aumenta, mesma tendência verificada para a relação RAS/RAP (tabela 2).

Avaliando a relação Na/K em função a RAP, observa-se na figura 1 é potencial decrescente para todas as fontes. Esse mesmo comportamento foi observado para a relação (Ca+Mg)/Na e (Ca+Mg)/K com a RAP (figura 2), implicando que, quanto maior foi o valor da RAP, menor será os valores de Na/K, (Ca+Mg)/Na e (Ca+Mg)/K, ou seja, com a diminuição das concentrações de Na, Ca e Mg, ocorre aumento da RAP.

Sendo o risco de dispersão total avaliado pela razão de adsorção de cátions monovalente (RACM), equação 3, se fez a porcentagem do risco devido a RAP (% RAP), onde se observou o mesmo comportamento potencial decrescente para a relação entre a %RAP com o aumento da condutividade elétrica (figura3), implicando que as maiores contribuição da RAP no risco de dispersão do solo ocorre nas águas de baixa salinidade. Essa porcentagem foi nenor que 10% para aproximadamente 77% das águas avaliadas, independente da fonte. Para %RAP para 10- 20, 20-30 e maior que 30%, a porcentagem de amostras foram de aproximadamente 11, 5 e 6%, respectivamente (tabela2).

Podemos verificar na figura 3 que a porcentagem de RAP nas águas de rio, que foi de 70%, é superior a da RAS, que corresponde a 30%, para essa mesma amostra. Resultado semelhante foi visto por Souza et. al (2010) na avaliação de frutos de tomate produzido com água residuária de suinocultura, onde a porcentagem da RAP foi de 70,43%.

Vintessential Laboratories (2016) mostra que os valores da RAP entre 1 e 5 $(mmolc\ L^{-1})^{0,5}$ traz de baixo a médio risco de dispersão no solo. Comparando com os resultados do presente trabalho, verificamos que o maior valor médio da RAP foi verificado nas águas de rio, num valor de 0,18 $(mmolc\ L^{-1})^{0,5}$, o que segundo as análises do mesmo autor não traria grandes problemas de dispersão no solo.

CONCLUSÃO

Os valores médios da RAP foram de 0,13, 0,18 e 0,13 $(mmolc\ L^{-1})^{0,5}$ para água de poço, rio e açude, respectivamente. Comparado com os valores da RAS, esta foi maior que a RAP em 30,77, 28,49 e 34,74 vezes para água de poço, rio e açude, respectivamente.

Tabela 1. Médias, desvio padrão e coeficiente de variação (CV) da Razão de Adsorção de Sódio (RAS) e Potássio (RAP) para águas de poço, rio e açude da Chapada do Apodi, Rio Grande do Norte

Fonte	RAP	RAS	RAS/RAP
---------- Média ----------			
---------- $(mmolc\ L^{-1})^{0,5}$ ----------			
Poço	0,13	2,21	30,77
Rio	0,18	2,62	28,49
Açude	0,13	2,74	34,75
---------- Desvio Padrão ----------			
Poço	0,14	1,58	23,94
Rio	0,23	1,92	24,31
Açude	0,15	2,26	35,71
---------- CV (%) ----------			
Poço	103,90	71,37	77,81
Rio	127,03	73,10	85,34
Açude	111,53	82,69	102,77

Tabela 2. Valores médios da Razão de Adsorção de Potássio (RAP) e de Sódio (RAS) de acordo com a condutividade elétrica (CE) para águas de poço, rio e açude da Chapada do Apodi, Rio Grande do Norte

	RAP	RAS	RAS/RAP
---------- Poço ----------			
CE ≤ 1	0,19	1,63	16,73
1 < CE ≤ 2	0,09	2,09	36,79
2 < CE ≤ 3	0,07	3,11	52,43
CE > 3	0,14	4,18	43,59
---------- Rio ----------			
CE ≤ 1	0,16	1,48	15,30
1 < CE ≤ 2	0,24	3,51	34,88
2 < CE ≤ 3	0,07	3,26	54,02
CE > 3	0,09	5,46	59,26
---------- Açude ----------			
CE ≤ 1	0,16	1,34	15,46
1 < CE ≤ 2	0,10	2,95	29,91
2 < CE ≤ 3	0,14	5,67	96,68
CE > 3	0,09	5,40	75,45

Tabela 3. Porcentagem da RAP em relação a RACM para águas da Chapada do Apodi, Rio Grande do Norte

%RAP	Amostras	%
<10	276	77,31
10-20	40	11,20
20-30	18	5,04
>30	23	6,44

Figura 1. Valores da relação Na/K em função da Razão de Adsorção de Potássio (RAP) para água de poço, rio e açude da região da Chapada do Apodi, Rio Grande do Norte

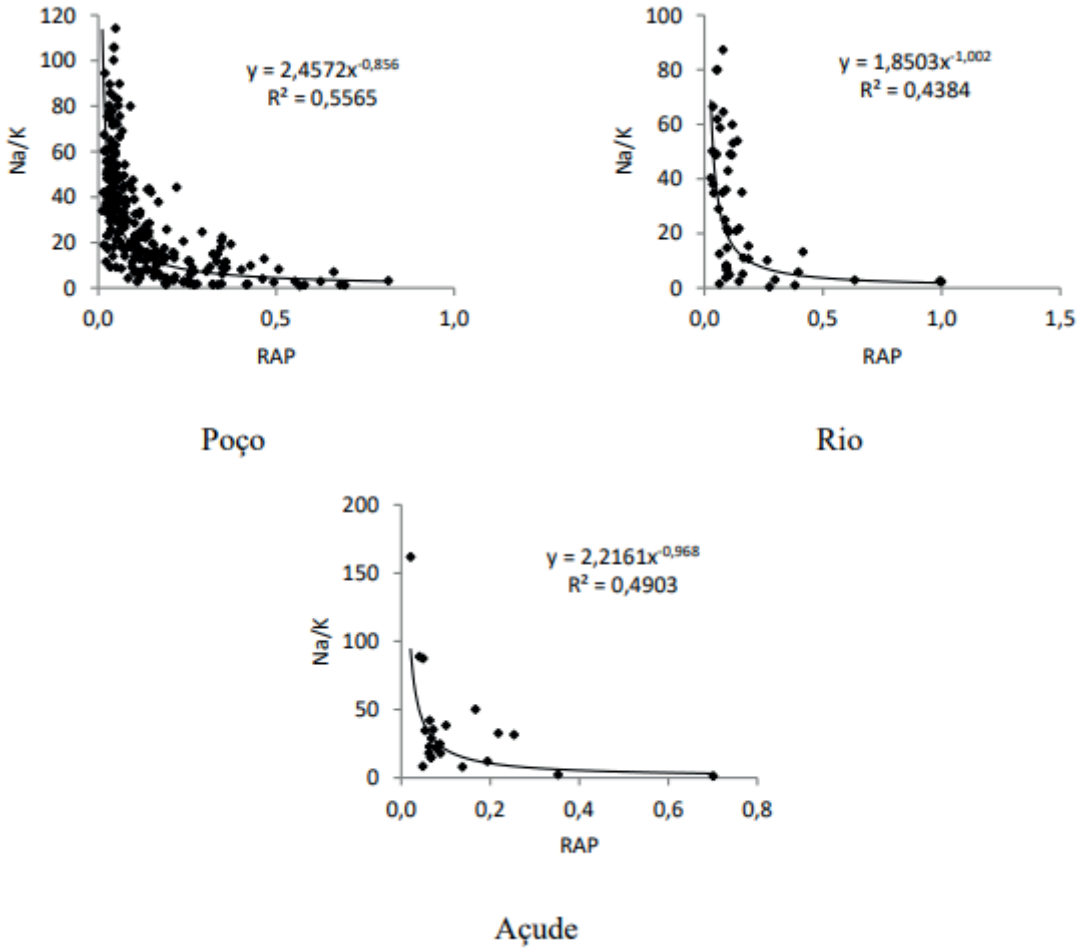


Figura 2. Valores da relação (Ca+Mg)/K e (Ca+Mg)/Na em função da Razão de Adsorção de Potássio (RAP) para água de poço, rio e açude da região da Chapada do Apodi, Rio Grande do Norte

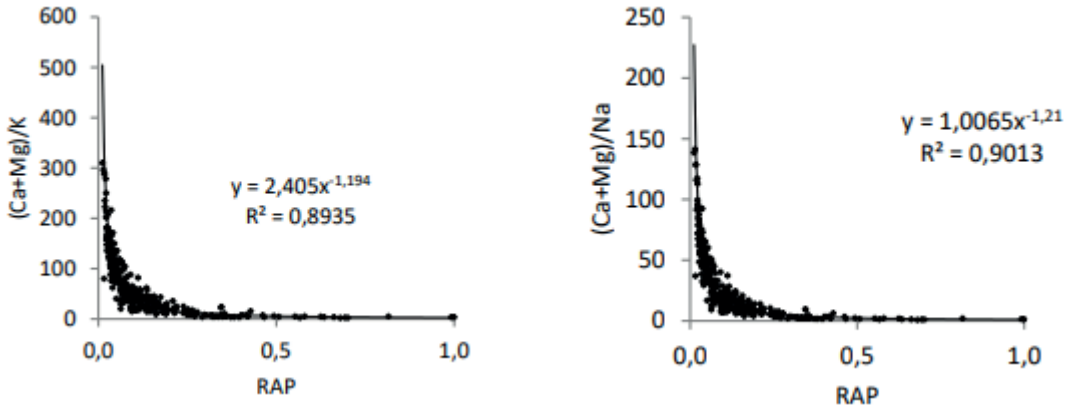
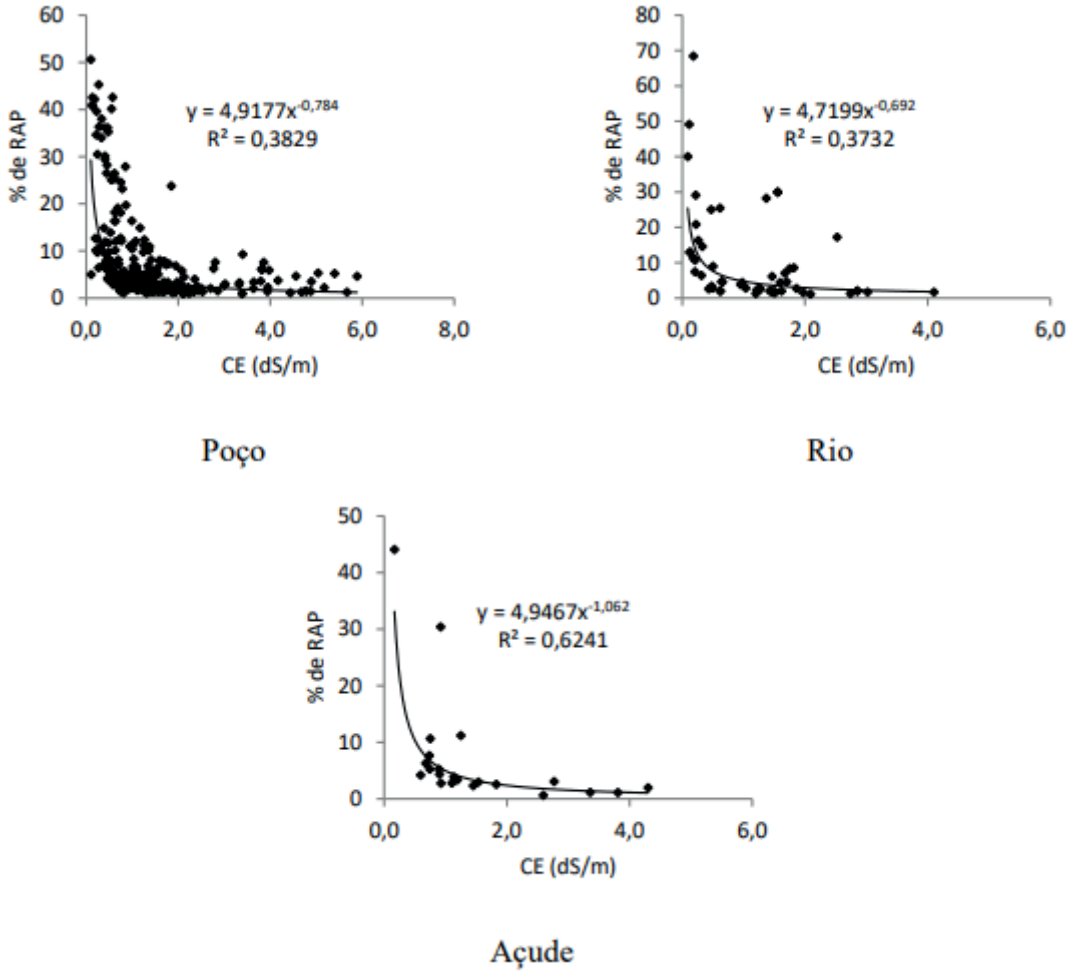


Figura 3. Porcentagem da Razão de Adsorção de Potássio (RAP) em função da condutividade elétrica da água de poço, rio e açude da região da Chapada do Apodi, Rio Grande do Norte



REFERÊNCIAS

1. BORN, R.H. Aspectos conceituais, ambientais e de saúde pública do aproveitamento (re-uso) de águas residuárias no solo como instrumento de administração da qualidade ambiental. Dissertação (Mestrado em Saúde Pública) – Programa de Pós-Graduação em Saúde Pública, 170p, 1991.

2. CHAVES, A.D.C.G.; DE ALMEIDA, R.R.P.; CRISPIM, D.L.; DE QUEIROZ, M.M.F.; MARACAJÁ, P.B. Condutividade elétrica, pH e a relação adsorção de sódio nas águas de poços do município de Pombal-PB. Revista Verde (Pombal - PB - Brasil) v. 10, n.1, p.06 - 12, jan- mar, 2015.

3. DE SOUZA, J.A.R.; MOREIRA, D.A.; FERREIRA, P.A.; DE MATOS, A.T. Avaliação de frutos de tomate de mesa produzidos com efluente do tratamento primário da água residuária da suinocultura. Engenharia na agricultura, Viçosa, v.18, n.3, 2010.

4. GARCIA, G.O.; MARTINS FILHO, S.; DOS REIS, E.F.; MORAES, W.B.; NAZÁRIO, A.A. Alterações químicas de dois solos irrigados com água salina. Rev. Ciên. Agron., Fortaleza, v. 39, n. 01, p. 7-18, 2008.

5. MANTOVANI, E.C.; BERNARDO, S.; PALARTTI, L.F. Irrigação: princípios e métodos. Viçosa: UFV, 2006. 328p.

6. RICHARDS, L.A. Diagnosis and improvement of saline and alkali soils. Washington, D.C: United States Salinity Laboratory, 1954. 160p. (United States Department of Agriculture Handbook, 60).

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

8. SMILES, D.; SMITH, C.A. survey of the cation content of piggery effluents and some consequences of their use to irrigate soil. Australian Journal of Soil Research, v. 42, n. 02, p. 231-246, 2004.

9. VINTESSENTIAL LABORATORIES. Irrigation water quality testing, 2016. disponível em: http://www.vintessential.com.au/assets/datasheets/file/factsheets/new2016/current- 2016/factsheet-water-irrigation.pdf

SOBRE O ORGANIZADOR

Robson José de Oliveira

Possui graduação em Engenharia Florestal pela Universidade Federal de Viçosa (2002), mestrado em Ciência Florestal pela Universidade Federal de Viçosa (2004) e doutorado em Ciência Florestal pela Universidade Federal de Viçosa (2008). Atualmente é professor associado I da Universidade Federal do Piauí/CTT em Teresina -PI. Tem experiência na área de Recursos Florestais e Engenharia Florestal, com ênfase em Legislação Florestal, Colheita, Estradas e Transportes Florestais, atuando principalmente nos seguintes temas: estradas, transportes, estabilização, pavimentação, redes neurais artificiais, ferramentas computacionais aplicadas ao setor florestal, logística, politica e legislação ambiental, avaliação de impactos ambientais, pericia ambiental, educação ambiental, colheita florestal, ergonomia, qualidade, gestão de projetos, ética e deontologia.

Lattes: http://lattes.cnpq.br/2371730431088108

ÍNDICE REMISSIVO

A

Abastecimento: 89, 172, 289, 307

Agricultural: 111, 132, 133, 384

Água: 16, 17, 18, 19, 20, 23, 24, 25, 27, 28, 29, 33, 35, 38, 42, 50, 63, 65, 66, 67, 68, 69, 71, 77, 80, 82, 83, 86, 87, 90, 91, 94, 95, 96, 97, 101, 102, 103, 104, 107, 108, 109, 111, 112, 150, 151, 153, 158, 159, 162, 164, 165, 169, 170, 175, 176, 178, 179, 180, 182, 183, 185, 187, 188, 192, 193, 194, 195, 196, 197, 198, 199, 200, 204, 205, 207, 208, 209, 210, 218, 221, 223, 224, 227, 228, 229, 230, 231, 232, 233, 234, 235, 236, 237, 238, 239, 240, 241, 244, 245, 254, 255, 256, 257, 259, 260, 271, 272, 279, 280, 284, 287, 292, 293, 294, 295, 296, 297, 298, 299, 300, 301, 302, 303, 304, 305, 306, 307, 308, 311, 313, 315, 316, 317, 318, 320, 321, 322, 325, 329, 342, 364, 365, 366, 367, 368, 369, 370, 371, 372, 373, 374, 375, 376, 377, 378, 380, 381, 382, 383, 387, 388, 389, 390, 392, 393, 394

Alagamentos: 247

Amazônia: 146, 148, 150, 151, 172

Análise: 26, 40, 52, 80, 82, 84, 85, 87, 99, 190, 196, 201, 225, 226, 245, 261, 272, 274, 306, 307, 308, 313, 327

B

Baixada: 101, 102, 103, 111, 112

Bibliometria: 384

Biodiversidade: 147, 154, 226, 291, 337, 341

Bioensaios: 87, 176

Bioindicadores: 177, 306, 341

Biorremediação: 373

Biorretenção: 247, 261

C

Canteiros Pluviais: 256, 259

Cargas Poluentes: 310

Cisternas: 228, 229

Compensação Ambiental: 324

Comunidades Tradicionais: 53

Conservação: 39, 65, 67, 110, 111, 148, 154, 174, 213, 214, 276

D

Déficit Hídrico: 278, 290

Demanda Hídrica: 89

Desenvolvimento Sustentável: 150

Diagnóstico: 25, 51, 153, 161, 171, 203, 207, 210, 261, 306, 307, 322

Distribuição: 30, 45, 150, 274, 319, 320, 376, 377, 378

E

Ecologia: 38, 213, 274, 341

Economia: 172

Ecosystem: 110, 226, 357

Embebição: 193

Escarificação: 193

F

Floresta: 153, 194, 225, 226, 263, 264, 265, 267, 269, 270, 271, 273, 274, 275, 276, 338, 343

Forest: 115, 117, 119, 122, 124, 127, 128, 130, 146, 226, 289, 337, 338, 354, 355, 357

G

Genotoxicidade: 87

Geoquímica: 34

Germinação: 201, 202, 277, 282, 283, 284, 289, 290, 291

Gestão Ambiental: 204

Gestão de Recursos Hídricos: 99, 310

Gestão dos Recursos de uso Comum: 53

Guapuruvu: 193

H

Hídrico: 235, 255, 307

I

Impactos Ambientais: 150

Indicadores: 51, 98, 146, 216, 245, 292

Irrigation: 394

M

Macroinvertebrados: 293, 306

Meio Ambiente: 261

Meta: 383

Métricas: 213, 216, 218, 221

P

Papel Germitest: 193

Peixes: 110

Precipitação Pluvial: 228

Q

Qualidade: 25, 34, 38, 87, 111, 144, 145, 154, 167, 172, 237, 289, 293, 295, 297, 302, 303, 305, 306, 316, 372, 387, 394

R

Recursos Hídricos: 25

Recursos Naturais: 53

Reservatório: 89, 92, 95, 96

Resiliência: 72, 247

Restauração Ecológica: 275, 356

Restauração Florestal: 276

Rio: 15, 16, 17, 18, 20, 22, 25, 26, 27, 30, 31, 32, 33, 35, 36, 37, 38, 39, 44, 45, 51, 61, 66, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 83, 84, 85, 86, 87, 88, 89, 90, 98, 99, 113, 144, 145, 171, 172, 173, 184, 188, 195, 205, 206, 210, 211, 225, 226, 245, 249, 261, 263, 264, 265, 266, 267, 268, 271, 272, 273, 274, 275, 276, 290, 292, 295, 296, 299, 306, 307, 310, 311, 314, 315, 316, 317, 321, 322, 355, 388, 391, 392, 393

S

Salinidade: 290

Seca: 228, 283

Semiárido: 228, 229, 233, 297

Sensoriamento: 99, 216

Soil: 113, 132, 137, 138, 139, 140, 142, 143, 145, 146, 147, 148, 337, 394

Sustainability: 383

Sustentabilidade: 73, 74, 98, 99, 341

T

Teoria: 74, 359, 363

U

Uso: 47, 48, 111, 147, 168, 213, 217, 237, 239, 290, 315, 316

Uso do Solo: 213

W

Water: 99, 111, 113, 145, 187, 188, 189, 290, 366, 371, 377, 382, 383, 384

follow us

www.editoracientifica.org contato@editoracientifica.org

ISBN 978-658982621-7

VENDA PROIBIDA - ACESSO LIVRE - OPEN ACCESS