

José Max Barbosa Oliveira-Junior  
Lenize Batista Calvão  
(Organizadores)

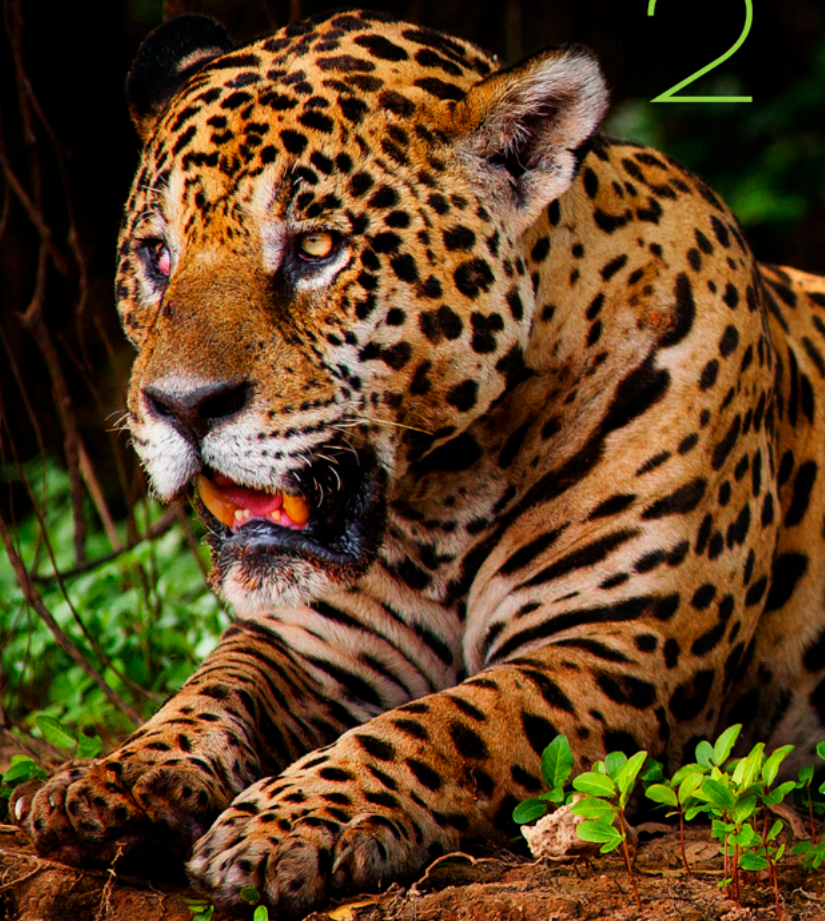
# Ecologia

e conservação da biodiversidade

2

Atena  
Editora

Ano 2022



José Max Barbosa Oliveira-Junior  
Lenize Batista Calvão  
(Organizadores)

# Ecologia

e conservação da biodiversidade

2

**Editora chefe**

Profª Drª Antonella Carvalho de Oliveira

**Editora executiva**

Natalia Oliveira

**Assistente editorial**

Flávia Roberta Barão

**Bibliotecária**

Janaina Ramos

**Projeto gráfico**

Bruno Oliveira

Camila Alves de Cremo

Daphynny Pamplona

Luiza Alves Batista

Natália Sandrini de Azevedo

**Imagens da capa**

iStock

**Edição de arte**

Luiza Alves Batista

2022 by Atena Editora

Copyright © Atena Editora

Copyright do texto © 2022 Os autores

Copyright da edição © 2022 Atena Editora

Direitos para esta edição cedidos à Atena Editora pelos autores.

Open access publication by Atena Editora



Todo o conteúdo deste livro está licenciado sob uma Licença de Atribuição *Creative Commons*. Atribuição-Não-Comercial-NãoDerivativos 4.0 Internacional (CC BY-NC-ND 4.0).

O conteúdo dos artigos e seus dados em sua forma, correção e confiabilidade são de responsabilidade exclusiva dos autores, inclusive não representam necessariamente a posição oficial da Atena Editora. Permitido o *download* da obra e o compartilhamento desde que sejam atribuídos créditos aos autores, mas sem a possibilidade de alterá-la de nenhuma forma ou utilizá-la para fins comerciais.

Todos os manuscritos foram previamente submetidos à avaliação cega pelos pares, membros do Conselho Editorial desta Editora, tendo sido aprovados para a publicação com base em critérios de neutralidade e imparcialidade acadêmica.

A Atena Editora é comprometida em garantir a integridade editorial em todas as etapas do processo de publicação, evitando plágio, dados ou resultados fraudulentos e impedindo que interesses financeiros comprometam os padrões éticos da publicação. Situações suspeitas de má conduta científica serão investigadas sob o mais alto padrão de rigor acadêmico e ético.

**Conselho Editorial****Ciências Biológicas e da Saúde**

Profª Drª Aline Silva da Fonte Santa Rosa de Oliveira – Hospital Federal de Bonsucesso

Profª Drª Ana Beatriz Duarte Vieira – Universidade de Brasília

Profª Drª Ana Paula Peron – Universidade Tecnológica Federal do Paraná

Prof. Dr. André Ribeiro da Silva – Universidade de Brasília

Profª Drª Anelise Levay Murari – Universidade Federal de Pelotas

Prof. Dr. Benedito Rodrigues da Silva Neto – Universidade Federal de Goiás





Prof. Dr. Cirênio de Almeida Barbosa – Universidade Federal de Ouro Preto  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Daniela Reis Joaquim de Freitas – Universidade Federal do Piauí  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Débora Luana Ribeiro Pessoa – Universidade Federal do Maranhão  
Prof. Dr. Douglas Siqueira de Almeida Chaves – Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro  
Prof. Dr. Edson da Silva – Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Elizabeth Cordeiro Fernandes – Faculdade Integrada Medicina  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Eleuza Rodrigues Machado – Faculdade Anhanguera de Brasília  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Elane Schwinden Prudêncio – Universidade Federal de Santa Catarina  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Eysler Gonçalves Maia Brasil – Universidade da Integração Internacional da Lusofonia Afro-Brasileira  
Prof. Dr. Ferlando Lima Santos – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Fernanda Miguel de Andrade – Universidade Federal de Pernambuco  
Prof. Dr. Fernando Mendes – Instituto Politécnico de Coimbra – Escola Superior de Saúde de Coimbra  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Gabriela Vieira do Amaral – Universidade de Vassouras  
Prof. Dr. Gianfábio Pimentel Franco – Universidade Federal de Santa Maria  
Prof. Dr. Helio Franklin Rodrigues de Almeida – Universidade Federal de Rondônia  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Iara Lúcia Tescarollo – Universidade São Francisco  
Prof. Dr. Igor Luiz Vieira de Lima Santos – Universidade Federal de Campina Grande  
Prof. Dr. Jefferson Thiago Souza – Universidade Estadual do Ceará  
Prof. Dr. Jesus Rodrigues Lemos – Universidade Federal do Piauí  
Prof. Dr. Jônatas de França Barros – Universidade Federal do Rio Grande do Norte  
Prof. Dr. José Aderval Aragão – Universidade Federal de Sergipe  
Prof. Dr. José Max Barbosa de Oliveira Junior – Universidade Federal do Oeste do Pará  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Juliana Santana de Curcio – Universidade Federal de Goiás  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Lívia do Carmo Silva – Universidade Federal de Goiás  
Prof. Dr. Luís Paulo Souza e Souza – Universidade Federal do Amazonas  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Magnólia de Araújo Campos – Universidade Federal de Campina Grande  
Prof. Dr. Marcus Fernando da Silva Praxedes – Universidade Federal do Recôncavo da Bahia  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Maria Tatiane Gonçalves Sá – Universidade do Estado do Pará  
Prof. Dr. Maurilio Antonio Varavallo – Universidade Federal do Tocantins  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Mylena Andréa Oliveira Torres – Universidade Ceuma  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Natiéli Piovesan – Instituto Federaci do Rio Grande do Norte  
Prof. Dr. Paulo Inada – Universidade Estadual de Maringá  
Prof. Dr. Rafael Henrique Silva – Hospital Universitário da Universidade Federal da Grande Dourados  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Regiane Luz Carvalho – Centro Universitário das Faculdades Associadas de Ensino  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Renata Mendes de Freitas – Universidade Federal de Juiz de Fora  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Sheyla Mara Silva de Oliveira – Universidade do Estado do Pará  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Suely Lopes de Azevedo – Universidade Federal Fluminense  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Vanessa da Fontoura Custódio Monteiro – Universidade do Vale do Sapucaí  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Vanessa Lima Gonçalves – Universidade Estadual de Ponta Grossa  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Vanessa Bordin Viera – Universidade Federal de Campina Grande  
Prof<sup>o</sup> Dr<sup>a</sup> Welma Emídio da Silva – Universidade Federal Rural de Pernambuco



## Ecologia e conservação da biodiversidade 2

**Diagramação:** Camila Alves de Cremo  
**Correção:** Yaiddy Paola Martinez  
**Indexação:** Amanda Kelly da Costa Veiga  
**Revisão:** Os autores  
**Organizadores:** José Max Barbosa Oliveira-Junior  
Lenize Batista Calvão

### Dados Internacionais de Catalogação na Publicação (CIP)

E19 Ecologia e conservação da biodiversidade 2 / Organizadores José Max Barbosa Oliveira-Junior, Lenize Batista Calvão. – Ponta Grossa - PR: Atena, 2022.

Formato: PDF

Requisitos de sistema: Adobe Acrobat Reader

Modo de acesso: World Wide Web

Inclui bibliografia

ISBN 978-65-258-0450-7

DOI: <https://doi.org/10.22533/at.ed.507222707>

1. Ecologia. 2. Conservação. I. Oliveira-Junior, José Max Barbosa (Organizador). II. Calvão, Lenize Batista (Organizadora). III. Título.

CDD 577

Elaborado por Bibliotecária Janaina Ramos – CRB-8/9166

**Atena Editora**

Ponta Grossa – Paraná – Brasil

Telefone: +55 (42) 3323-5493

[www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)

contato@atenaeditora.com.br



**Atena**  
Editora  
Ano 2022

## DECLARAÇÃO DOS AUTORES

Os autores desta obra: 1. Atestam não possuir qualquer interesse comercial que constitua um conflito de interesses em relação ao artigo científico publicado; 2. Declaram que participaram ativamente da construção dos respectivos manuscritos, preferencialmente na: a) Concepção do estudo, e/ou aquisição de dados, e/ou análise e interpretação de dados; b) Elaboração do artigo ou revisão com vistas a tornar o material intelectualmente relevante; c) Aprovação final do manuscrito para submissão.; 3. Certificam que os artigos científicos publicados estão completamente isentos de dados e/ou resultados fraudulentos; 4. Confirmam a citação e a referência correta de todos os dados e de interpretações de dados de outras pesquisas; 5. Reconhecem terem informado todas as fontes de financiamento recebidas para a consecução da pesquisa; 6. Autorizam a edição da obra, que incluem os registros de ficha catalográfica, ISBN, DOI e demais indexadores, projeto visual e criação de capa, diagramação de miolo, assim como lançamento e divulgação da mesma conforme critérios da Atena Editora.



## DECLARAÇÃO DA EDITORA

A Atena Editora declara, para os devidos fins de direito, que: 1. A presente publicação constitui apenas transferência temporária dos direitos autorais, direito sobre a publicação, inclusive não constitui responsabilidade solidária na criação dos manuscritos publicados, nos termos previstos na Lei sobre direitos autorais (Lei 9610/98), no art. 184 do Código Penal e no art. 927 do Código Civil; 2. Autoriza e incentiva os autores a assinarem contratos com repositórios institucionais, com fins exclusivos de divulgação da obra, desde que com o devido reconhecimento de autoria e edição e sem qualquer finalidade comercial; 3. Todos os e-book são *open access*, *desta forma* não os comercializa em seu site, sites parceiros, plataformas de *e-commerce*, ou qualquer outro meio virtual ou físico, portanto, está isenta de repasses de direitos autorais aos autores; 4. Todos os membros do conselho editorial são doutores e vinculados a instituições de ensino superior públicas, conforme recomendação da CAPES para obtenção do Qualis livro; 5. Não cede, comercializa ou autoriza a utilização dos nomes e e-mails dos autores, bem como nenhum outro dado dos mesmos, para qualquer finalidade que não o escopo da divulgação desta obra.



## APRESENTAÇÃO

O e-book “**Ecologia e conservação da biodiversidade 2**” é composto por dez capítulos com diferentes abordagens, relacionadas à ecologia e conservação das espécies em sistemas terrestres e aquáticos. Este e-book traz uma diversidade de artigos que abordam temas variados de questões ecológicas e os desafios para conservação de espécies nos mais variados tipos de ecossistemas. Esses desafios incluem alterações climáticas, derramamento de óleos em praias, uso de agrotóxicos, sobrepesca e perda de habitat devido as atividades antrópicas que levam a perda de diversidade de espécies, de serviços ecossistêmicos (e.g., polinização) e da diversidade de interações bióticas. Destacamos aqui que todos nós, como seres humanos racionais, temos a responsabilidade de cumprir conjuntamente com os objetivos do desenvolvimento sustentável (ODS) propostos no plano de ação Agenda 2030. Os ODS abrange as três dimensões do desenvolvimento sustentável: a econômica, a social e a ambiental e portanto são integrados e indivisíveis (PNUD, 2016).

Nesse contexto, o **capítulo I** discute a importância de entender a relação entre o clima, tempo e aparecimento de doenças, para o enfrentamento adequado e oportuno dos surtos e para a manutenção da promoção da saúde na coletividade. Interessante, que esse estudo não deixa de mencionar que fatores sociais também contribuem para a promoção da saúde na coletividade, sendo necessário a implementação de programas estruturados de controle de vetores, juntamente com ações que promovam a melhoria socioeconômica da população susceptível, bem como, da infraestrutura dos serviços médicos oferecidos. No **capítulo II**, os autores identificaram e avaliaram aspectos e impactos ambientais locais de derramamento de petróleo em praias nordestinas no Brasil, apontando como os mais significativos o derramamento/vazamento de óleo/produto químico no mar, caracterizados quanto à severidade das consequências diretas e indiretas que podem acarretar ao meio ambiente. No **capítulo III**, a presença de espécies da fauna ameaçadas e a dependência das comunidades humanas locais são fatores que reforçam a necessidade da continuação da aplicação e a criação de medidas de conservação para os manguezais do Paraná, uma vez que esses ambientes estão ameaçados pelas atividades antrópicas. Os manguezais, segundo os autores, prestam diversos serviços ecossistêmicos sendo eles a pesca (serviços de provisão); estabilização do clima e proteção contra eventos extremos (serviços regulatórios); e festas tradicionais (serviços culturais). O **capítulo IV** demonstra que o revolvimento do solo por extratores de minhocoço gera alterações químicas no solo que alteram a composição de espécies do Cerrado *stricto sensu*. O **capítulo V** aponta que as abelhas desempenham um papel muito importante no ambiente como polinizadores. Os autores destacam que a nutrição com recursos tróficos saudáveis e sem resíduos de agroquímicos oriundo de atividades antropogênicas se constitui na essência da



saúde das abelhas. O **capítulo VI**, avaliou a qualidade do mel produzido em apiários da zona rural sendo muito importante na cadeia de consumo local. O **capítulo VII** ressalta que a herbivoria pode causar danos relevantes a vegetação, e os autores destacam a importância de remanescentes de vegetação nativa para manutenção da diversidade, interações ecológicas e serviços ecossistêmicos. O estudo sugere também a necessidade da manutenção de fragmentos de cerrado próximo e ou/ circunvizinhos às áreas agrícolas a fim de serem zonas de amortecimento dos ataques de herbívoros. O **capítulo VIII** avaliou anualmente o crescimento e condições de populações de peixes, um trabalho bastante exaustivo e que ajuda elucidar questões importantes como sobrepesca, e, como ela pode impactar nas populações humanas locais que dependem desse recurso. O **capítulo IX** demonstra que o uso indiscriminado de agrotóxicos são muito prejudiciais e ameaçam a vida dos organismos aquáticos, desta forma identificar essas substâncias e os limiares que levam a perda da vida aquática é fundamental para o uso adequado dessas substâncias. O **capítulo X** propôs detectar e caracterizar a biodiversidade de vertebrados em um conjunto de fazendas com 7.868 hectares sob cultivo orgânico e manejo ecológico, localizadas na região de Ribeirão Preto, SP.

A você leitor e leitora, desejamos uma excelente leitura! Com carinho,

José Max Barbosa Oliveira-Junior

Lenize Batista Calvão

## SUMÁRIO

### **CAPÍTULO 1..... 1**

#### **MUDANÇAS CLIMÁTICAS, DESEQUILÍBRIOS ECOLÓGICOS E SAÚDE PÚBLICA: UM CASO MULTI-AGENDAS**


Maryly Weyll Sant'Anna  
Natália Cristina de Oliveira  
Valdir de Souza  
Antônio Guerner Dias  
Maurício Lamano Ferreira

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227071>

### **CAPÍTULO 2..... 27**

#### **APLICAÇÃO DA MATRIZ DE LEOPOLD NA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS – ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DO CABO DE SANTO AGOSTINHO/PE**


Eduardo Antonio Maia Lins  
Adriana da Silva Baltar Maia Lins  
Daniele de Castro Pessoa de Melo  
Diogo Henrique Fernandes da Paz  
Sérgio Carvalho de Paiva  
Adriane Mendes Vieira Mota  
Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha  
Luiz Oliveira da Costa Filho  
Fábio José de Araújo Pedrosa  
Fábio Correia de Oliveira  
Rosana Gondim de Oliveira  
Fabio Machado Cavalcanti  
Maria Clara Pestana Calsa  
Fernando Arthur Nogueira Silva

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227072>

### **CAPÍTULO 3..... 38**

#### **MANGUEZAIS DO PARANÁ: ZONA ÚMIDA COSTEIRA E SEUS ATRIBUTOS**

Léo Cordeiro de Mello da Fonseca  
Giovana Cioffi  
Kainã Rocha Cabrera Fagundes  
Murilo Rainha Pratezi  
Priscilla Resaffe Camargo  
Marília Cunha-Lignon


 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227073>

### **CAPÍTULO 4..... 54**

#### **THE EXTRACTION OF THE GIANT EARTHWORM ALTERS THE SOIL CHEMICAL CHARACTERISTICS AND TREE COMPOSITION IN THE CERRADO**

Alex Josélio Pires Coelho  
Nayara Mesquita Mota  
Fernando da Costa Brito Lacerda


Luiz Fernando Silva Magnago  
João Augusto Alves Meira-Neto

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227074>

**CAPÍTULO 5..... 67**

**ABELHAS E O AMBIENTE: IMPORTÂNCIA, NUTRIÇÃO E SANIDADE**

Márcia Regina Fanta  
Marcos Estevan Kraemer de Moura  
Tatiana de Mello Damasco  
Alex Sandro Poltronieri  
Rubens Onofre Nodari

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227075>

**CAPÍTULO 6..... 81**

**PARÁMETROS DE CALIDAD DE MIEL DE ABEJAS *Apis mellífera* EN APIARIOS DE LA ZONA RURAL MANABITA**


Telly Yarita Macías Zambrano  
María Rodríguez Gámez  
Teresa Viviana Moreira Vera  
Rosario Beatriz Mera Macías  
Tanya Beatriz Bravo Mero

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227076>

**CAPÍTULO 7..... 90**

**INCIDÊNCIA DE GILDAS DE INSETOS HERBÍVOROS EM FAMÍLIAS DE PLANTAS FANEROGÂMICAS DE UM CERRADO *SENSU STRICTO***


Marina Neves Delgado  
Gabriel Ferreira Amado  
Evilásia Angelo da Silva  
Viviane Evangelista dos Santos Abreu  
Jhonathan Oliveira Silva

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227077>

**CAPÍTULO 8..... 102**

**RELACIONES LONGITUD-LONGITUD Y LONGITUD-PESO DE LA MORRÚA *Geophagus steindachneri* EN LA CIÉNAGA DE BETANCÍ, COLOMBIA**

Ángel L. Martínez-González  
Mario A. Peña-Polo  
Diana P. Jiménez-Castillo  
Jesús Vargas-González  
Glenys Tordecilla-Petro  
Fredys F. Segura-Guevara  
Charles W. Olaya-Nieto


 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227078>

**CAPÍTULO 9..... 118**

**TOXICIDADE AGUDA DOS HERBICIDAS 2,4-D E ATRAZINA EM GIRINOS DE**

**PHYSALAEMUS CUVIERI**


Alexandre Folador  
Camila Fatima Rutkoski  
Natani Macagnan  
Vrandrieli Jucieli Skovronski  
Paulo Afonso Hartmann  
Marilia Teresinha Hartmann

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.5072227079>

**CAPÍTULO 10..... 129**

**GERAÇÃO DE BIODIVERSIDADE DE FAUNA SILVESTRE EM CANAVIAIS ORGÂNICOS**

José Roberto Miranda

 <https://doi.org/10.22533/at.ed.50722270710>

**SOBRE OS ORGANIZADORES ..... 137**

**ÍNDICE REMISSIVO..... 138**

# CAPÍTULO 1

## MUDANÇAS CLIMÁTICAS, DESEQUILÍBRIOS ECOLÓGICOS E SAÚDE PÚBLICA: UM CASO MULTI-AGENDAS

Data de aceite: 04/07/2022

Data de submissão: 10/05/2022

### Maryly Weyll Sant'Anna

Mestre em Promoção da Saúde pelo Centro Universitário Adventista de São Paulo (UNASP)

### Natália Cristina de Oliveira

PhD. Docente do Programa de Mestrado em Promoção da Saúde do Centro Universitário Adventista de São Paulo (UNASP)

### Valdir de Souza

Aluno de graduação em Ciências Biológicas pelo Centro Universitário Adventista de São Paulo (UNASP)

### Antônio Guerner Dias

PhD. Docente do Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto.

### Maurício Lamano Ferreira

PhD. Docente do Programa de Mestrado em Promoção da Saúde do Centro Universitário Adventista de São Paulo (UNASP). Pós doutorando no Departamento de Geociências, Ambiente e Ordenamento do Território, Faculdade de Ciências da Universidade do Porto, Portugal

**RESUMO:** Existe uma evidência histórica da incidência de doenças infecciosas e sua relação com o tempo e clima. Variações climáticas como, temperatura, precipitação e umidade, bem como,

a ocorrência de eventos extremos, são capazes de afetar a distribuição de parasitas e patógenos, influenciado na sua sobrevivência, reprodução e transmissibilidade. As projeções climáticas, realizadas pelo IPCC (*Intergovernmental Panel on Climate Change*), preveem uma elevação na temperatura média global de 1,0 a 3,5° C até o final de 2100, favorecendo o aumento de surtos epidêmicos e expansão de doenças, principalmente aquelas transmitidas por vetores. Desta forma, entender a relação entre o clima, tempo e aparecimento de doenças, torna-se importante para o enfrentamento adequado e oportuno dos surtos e para a manutenção da promoção da saúde nas coletividades. Este estudo tem como objetivo, realizar uma análise documental de artigos que apresentem uma relação entre as variações climáticas e o aparecimento das principais arboviroses existentes no Brasil, tais como: Dengue, Chikungunya e Zika, e que estejam disponíveis, em bases de dados, como: Scielo, PubMed, e Google Acadêmico. Percebe-se que além da influência climática na saúde humana, fatores ecológicos e sociais contribuem para a promoção da saúde na coletividade, sendo necessário a implementação de programas estruturados de controle de vetores, juntamente com ações que promovam a melhoria socioeconômica da população susceptível, bem como, da infraestrutura dos serviços médicos oferecidos.

**PALAVRAS-CHAVE:** Mudança climática; Infecções por Arbovírus; Doenças transmitidas por vetores.



## CLIMATE CHANGE, ECOLOGICAL IMBALANCES AND PUBLIC HEALTH: A MULTI-AGENDA CASE

**ABSTRACT:** There is historical evidence for the incidence of infectious diseases and their relationship to weather and climate. Climatic variations such as temperature, precipitation and humidity, as well as the occurrence of extreme events, are able to affect the distribution of parasites and pathogens, influencing their survival, reproduction and transmissibility. The climate projections, carried out by the IPCC (Intergovernmental Panel on Climate Change), foresee an increase in the global average temperature from 1.0 to 3.5 ° C until the end of 2100, favoring the increase of epidemic outbreaks and expansion of diseases, mainly those transmitted by vectors. In this way, understanding the relationship between climate, weather and the appearance of diseases, becomes important for the adequate and opportune coping with outbreaks and for the maintenance of health promotion in communities. This study aims to perform a documentary analysis of articles that present a relationship between climatic variations and the appearance of the main arboviruses existing in Brazil, such as: dengue, chikungunya and zika, in databases, such as: Scielo, PubMed, and Google Scholar. It is noticed that in addition to the climatic influence on human health, ecological and social factors contribute to the promotion of health in the community, requiring the implementation of structured vector control programs, together with actions that promote the socioeconomic improvement of the susceptible population, as well as such as the infrastructure of the medical services offered.

**KEYWORDS:** Climate change; Arbovirus infections; Vector-borne diseases.

### 1 | INTRODUÇÃO

A presença dos gases de efeito estufa (GEE) é importante para o aquecimento e a manutenção da vida no planeta, pois na ausência destes, a temperatura terrestre se estabeleceria em cerca de -18° C. Todavia, o acúmulo excessivo desses gases, além de permitir a absorção da radiação infravermelha, emitida pela luz solar, retém grande parte da radiação que deveria ser devolvida para o espaço, provocando alterações no equilíbrio do sistema climático terrestre (MENEZES *et al.*, 2011; BOARD, 2015).

Dentre os principais GEE, o dióxido de carbono (CO<sub>2</sub>) é o que merece maior destaque, pois representa cerca de 80% das emissões na atmosfera terrestre. Essas emissões ocorrem, principalmente, pela constante queima de matéria orgânica, provenientes da prática das queimadas florestais, do desmatamento, da queima de combustíveis fósseis (diesel, gasolina, óleos), bem como, pelo crescente processo globalizado de industrialização e urbanização. (CONTI, 2005; MENEZES *et al.*, 2011).

O metano (CH<sub>4</sub>) também apresenta grande importância no sistema climático, pois contribui com aproximadamente 15% para o aquecimento terrestre e nos últimos duzentos anos apresentou um aumento de 2,3 vezes na sua produção global. Esse aumento está relacionado com a obtenção de energia pela queima de carvão e do gás natural, da decomposição de resíduos nos lixões e aterros sanitários, bem como pela decomposição

da celulose em locais anaeróbios, isso ocorre em barragens, arrozais e quando áreas florestais são inundadas para servirem de reservatórios em usinas hidroelétricas. Além disso, ocorre também a liberação do metano ( $\text{CH}_4$ ) durante a passagem da água pelas turbinas e sangradouros (CONTI, 2005; LIMA et al., 2011; MMA, 2018).

Entretanto, uma das principais causas do aumento do metano está relacionada com a expansão progressiva do rebanho de animais ruminantes, como caprinos, bubalinos, ovinos e, em especial, o bovino, os quais liberam  $\text{CH}_4$  como subproduto do seu processo digestivo. Estima-se que o rebanho bovino mundial é de aproximadamente 1,4 bilhão de animais, 1 animal para cada 5 pessoas no mundo, cerca de 120 a 520 litros de metano são liberados anualmente por cada animal (CONTI, 2005; MENEZES *et al.*, 2011; PHILLIPS, 2018).

O processo de liberação do óxido nitroso ( $\text{N}_2\text{O}$ ), outro perigoso gás de efeito estufa, também ocorre pela criação de animais ruminantes e na queima da biomassa. Além disso, sua liberação também acontece em processos industriais, como a produção do nylon e na fabricação e uso de fertilizantes na agricultura (MMA, 2018).

Outros poluentes gasosos, como por exemplo o ozônio ( $\text{O}_3$ ), tem a sua concentração elevada na troposfera devido ao aumento desses gases, em especial o monóxido de carbono (CO) e óxidos de nitrogênio (NOx), resultante da queima de combustíveis fósseis (MMA, 2018).

Além disso, eventos climáticos extremos, como enchentes, furacões, tempestades, período os de secas, ondas de calor e de frio são capazes de produzir desastres socioeconômicos a nível local e global, impactando diretamente na produção de alimentos, energia, saúde humana, nível dos oceanos e na biodiversidade terrestre (MARENGO e VALVERDE, 2007).

Embora a existência de previsões, baseadas em estudos globalizados, apontem para o incremento significativo da média da temperatura global para os próximos anos, ainda existem improbabilidades quanto as reais consequências desse aquecimento. Essa imprevisibilidade é devido aos aspectos relacionados com a competência política administrativa da regulamentação das emissões dos gases de efeito estufa. Ainda que acordos internacionais estejam sendo firmados, para esse controle, a adoção e implementação de políticas ambientais, intersetoriais e locais, se fazem extremamente necessárias para que ações de adaptação e controle sejam efetivadas em tempo oportuno (RIBEIRO, 2008; CAVALCANTI *et al.*, 2017).

Diante desses achados, ambientalistas passaram a alertar sobre o possível impacto dessas mudanças sobre os ecossistemas. No ano 1979 aconteceu a Primeira Conferência Mundial do Clima, produzindo uma alerta sobre o risco de possíveis mudanças no clima regional e global, frente as atividades realizadas pelo homem. Em 1988, o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas foi fundado pelas Nações Unidas, por meio de duas de suas organizações: o “Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente”

- PNUMA, juntamente com a “Organização Meteorológica Mundial” - OMM (OLIVEIRA e VECCHIA, 2017).

Desta forma, o IPCC tem como objetivo revisar a literatura científica existente que sejam relevantes para o fornecimento de informações sobre as mudanças climáticas (WIKIZERO, 2020). A seguir, alguns relatórios (*Reports*) do IPCC serão apresentados para a melhor compreensão das previsões climáticas.

O IPCC não realiza pesquisa original, apenas apresenta uma produção de relatórios fundamentados nas avaliações abrangentes da comunidade científica internacional. As avaliações estão baseadas em relatórios anteriores, destacando os conhecimentos mais recentes. Atualmente, a redação dos relatórios da primeira à quinta avaliação já realizados, comprovam a crescente evidência de mudança climática causada pela atividade humana (MONTZKA *et al.*, 2011; WIKIZERO, 2020).

De acordo com Barcellos *et al.* (2009), através da utilização de modelos matemáticos foi possível explicar a variabilidade histórica do clima por meio da análise da interferência de componentes naturais (vulcanismo, alterações da órbita da Terra, explosões solares etc.) e de interferência antropogênicas (emissão de gases do efeito estufa, desmatamento e queimadas, destruição de ecossistemas etc.).

Um local bastante vulnerável é a América Latina. As diferenças sociais amplificam o problema climático e traz desafios imensos para a governança no continente, embora o Sul Global seja considerado uma parte mais pobre do globo terrestre. Além da vulnerabilidade social, a América Latina abriga grande parte da biodiversidade do mundo, pois, a região Amazônica é responsável por 15% da fotossíntese global e pelo armazenamento de 25% das espécies de plantas no planeta. Diante disso, pressupõe-se que mesmo uma pequena redução natural dos contínuos florestais traria como consequência um aumento significativo de CO<sub>2</sub> atmosférico global (YIN *et al.*, 2013).

Assim, entende-se que a mudança no uso da terra pode ser considerada como a principal causa da alteração de padrões e processos ecológicos, contribuindo para a mudança climática. Acredita-se que o desmatamento e alteração de paisagens naturais representou cerca de 17 a 20% das emissões totais de gases de efeito estufa. Além disso, os ecossistemas costeiros e marinhos também estão sendo afetados pela mudança de uso do solo, como observado na costa norte da América do sul, onde tem ocorrido a degradação de manguezais (CARABINE e LEMMA, 2014).

O último relatório do Grupo de Trabalho I do Painel Intergovernamental para as mudanças climáticas (IPCC) apresentou dados preocupantes sobre as futuras ocorrências de extremos climáticos projetadas, destacando que todo o continente latino-americano será afetado pelo aumento da temperatura média global e eventos de seca, trazendo inúmeras implicações para os sistemas agrícolas e ecológicos (IPCC, 2022a).

O Grupo de Trabalho II do mesmo relatório mostrou que a urbanização é um desafio para mitigação e adaptação contra os fenômenos causados pelas mudanças do clima.

Dentre elas, as desigualdades sociais e o modo de vida ganharam destaque. Um aspecto importante é a vulnerabilidade de grupos etários e sociais que serão mais afetados nas próximas décadas, com sérios prejuízos econômicos e em termos de saúde (IPCC, 2022b).

Assim, a visão sistêmica envolvendo aspectos ecológicos/ambientais, de saúde e de políticas públicas pode oferecer meios de compreender holisticamente os fenômenos decorrentes das mudanças climáticas a fim de oferecer mecanismos e direcionamentos para mitigar seus efeitos. A seguir, este capítulo apresentará alguns pontos chave desta temática.

## 2 | MUDANÇAS CLIMÁTICAS E SAÚDE PÚBLICA

### 2.1 Curiosidades históricas relacionadas às mudanças climáticas

Embora existam controvérsias sobre as mudanças climáticas globais (NEUKOM et al, 2019), um dos períodos mais interessantes sobre a temática decorre desde meados do século X até meados do século XIV.

Este período, frequentemente citado na literatura científica como Ótimo Climático Medieval (OCM) ou Anomalia Climática Medieval, é descrito com base em fragmentos de evidências climáticas do passado, registadas em particular no hemisfério Norte, mais especificamente na Europa e na América do Norte (LAMB, 1965; LJUNGQVIST, 2010), sendo comumente utilizado em estudos de paleoclimatologia, sendo associado a temperaturas amenas, em contraste com um período mais frio e mais próximo da nossa era, ocorrido desde meados do século XVI até meados do século XIX, conhecido como a Pequena Idade do Gelo (BRADLEY *et al.*, 2003; MANN *et al.*, 2009).

Admite-se que a anomalia climática, que caracteriza o OCM, possa ter atingido em média cerca de 0,4°C (NEUKOM et al., 2019) acima dos valores médios do período precedente e do período seguinte. Esta pequena variação aparente na temperatura média no hemisfério Norte pode ter contribuído para a ocorrência de outros fenômenos que influenciaram a forma de viver das sociedades europeias da época.

Foi nesta altura que, por exemplo, o povo Viking conseguiu invadir e colonizar parte das Ilhas Britânicas e da Islândia. Isto simplesmente foi possível pois, durante este período de temperatura um pouco mais amena, grande parte do gelo que cobria os mares escandinavos acabou por fundir, permitindo a navegação de forma mais frequente (ARLOV, 1994). Mais tarde, os mesmos povos chegaram à Groenlândia, onde se estabeleceram com uma comunidade de alguns milhares de pessoas (RIDEL, 2009). Mas, na verdade, não só por mar, mas também por terra os movimentos migratórios, ou simplesmente movimentos comerciais, terão sido facilitados durante este período.

Um outro facto marcante, ocorrido durante o OCM, foi a crise pandêmica que ficou na história conhecida como Peste Negra. Estima-se que, na Europa e em parte da Ásia, esta pandemia tenha matado mais de 100 milhões de pessoas, tendo atingido o seu pico

praticamente no final do OCM, entre 1345 e 1350 (FRITH, 2012).

Devido às mudanças climáticas (aquecimento) registadas na Ásia, os roedores, portadores da bactéria *Yersinia pestis*, começaram a fugir dos seus habitats naturais onde acabava o alimento devido à seca, descolando-se para áreas mais populosas e espalhando aí a doença (TIGNOR, 2011). Assim, a origem da peste negra pode ter sido na Ásia Central, de onde viajou pela rota da seda até ao mediterrâneo, entrando na Europa pela península italiana. A partir daí a peste começou a se espalhar por toda a Europa (IBEJI, 2011; TIGNOR, 2011).

Além dos inúmeros problemas de saúde pública que afetavam as comunidades europeias na época, o fato de grande parte da população estar num período de temperaturas mais amenas, criou condições propícias para movimentos de populações dentro da Europa (BRAMANTI *et al.*, 2016), levando a um crítico quadro de saúde pública na Idade Média.

Muitos problemas ainda atingem a humanidade, sendo que alguns se mostram preocupantes quanto ao seu potencial de afetar à coletividade. Dentre tais problemas que podem apresentar relações diretas com as mudanças climáticas, destacam-se as arboviroses, como será visto a seguir.

## 2.2 Desequilíbrios ecológicos induzidos por mudanças climáticas

O aumento de eventos de extremos climáticos tem forte relação com o aumento de surtos de doenças zoonóticas, uma vez que a demografia do transmissor pode estar fortemente relacionada às variações do ambiente físico. Animais invertebrados como caracóis e artrópodes, incluindo mosquitos, carrapatos e pulgas, são vetores de doenças infecciosas transmissíveis a humanos, tendo reservatórios intermediários não humanos. Alguns exemplos de doenças comuns transmitidas por vetores incluem malária, dengue, zika, chikungunya, doença de chagas, leishmaniose, esquistossomose (AGACHE *et al.*, 2021).

Como exemplo de artrópodes se destacam *Aedes aegypti* e o *Aedes albopictus* (Diptera: Culicidae) são espécies zoonóticas da dengue e sua origem inclui habitats florestais, sendo ultimamente bastante preocupantes nas Américas Central e do Sul, Ásia e África. Naturalmente, a oviposição dos mosquitos transmissores da dengue ocorria em estruturas vegetais ou partes de troncos mortos (ocos). Com o surgimento dos aglomerados humanos, especialmente das vilas e cidades, os vetores de doenças como a dengue encontraram maior amplitude de nicho e obtiveram maior sucesso em estratégias de reprodução e demografia. Dentre os atuais “habitats”, vasos de plantas, pneus abandonados e caixas d’água protagonizam a principal causa de explosão demográfica de *A. aegypti* em algumas épocas do ano, ofertando acúmulo de água parada (MARCONDES e XIMENES, 2015)

Embora o período chuvoso seja favorável para a reprodução do mosquito, extremos de seca e altas temperaturas podem ser mais ameaçadores ainda VIANA e IGNOTTI, 2013; RITWIK *et al.*, 2018). Isso foi observado nas regiões de Lamu e Mombasa, no Quênia.



No início deste milênio (2004), estas cidades litorâneas da África tiveram um surto de Chikungunya afetando grande parte da população, sendo subseqüentemente disseminada para regiões do Oceano Índico. A migração induzida pelo clima e o deslocamento forçado de hospedeiros humanos podem promover a disseminação de doenças transmitidas por vetores para áreas não endêmicas, fato que poderá desencadear o surgimento de novos patógenos e doenças transmitidas por vetores (WATTS *et al.*, 2019).

Durante as secas, as pessoas tendem a armazenar maior quantidade de água em baldes ou equipamentos domésticos, de forma que possam garantir uma quantidade mínima para aspectos sanitários. Países tropicais e subtropicais em desenvolvimento, com precárias estruturas de saneamento e segurança hídrica, sofrem mais com essa situação, pois a estiagem prolongada traz desafios críticos até mesmo para a oferta de água para consumo humano. Assim, o ato de armazenar água em locais improvisados e temporários servem como local para a reprodução de mosquitos vetores e conseqüentemente intensificam surtos, agravando crises epidemiológicas (FLAHAULT *et al.*, 2012; FLAHAULT *et al.*, 2016).

A OMS estima que a mortalidade global por doenças transmitidas por vetores seja superior a 700.000 mortes por ano (WHO, 2020). Isso pode ser ainda mais perigoso ao se considerar espécies invasoras em novos ecossistemas.

Invasões de mosquitos vetores como *Aedes aegypti* e *A. albopictus* levaram a surtos de arboviroses em regiões da Europa, como por exemplo, a dengue e chikungunya na Itália, França, Estados Unidos e África (AMRAOUI e FAILLOUX 2016, TOMASELLO e SCHLAGENHAUF 2013). O modo de vida humana e a mudança no uso da terra promove a conexão entre ambiente construído e natural, promovendo o intercâmbio gênico entre a vida selvagem e os vetores que visitam áreas de prevalência humana. Evidências recentes chamam a atenção que tanto mudanças climáticas globais como mudança no uso da terra intensa são críticas para o maior risco de novos surtos.

### **2.3 Mudanças climáticas antropogênicas e saúde: os séculos XX e XXI**

Os impactos ambientais antropogênicos, como a contaminação do solo, rios e mares, poluição atmosférica, emissões de GEE e o desmatamento, repercutem na mudança do clima do planeta, gerando alterações ambientais que impactam diretamente na saúde humana (RIBEIRO, 2004).

Segundo Bezirtzoglou *et al.*, (2011), as doenças mais sensíveis ao clima são as doenças parasitárias e virais transmitidas por mosquitos, visto que, as mudanças climáticas podem promover uma modificação na abrangência geográfica do vetor e uma redução no período de incubação dos patógenos.

Entretanto, a relação entre o clima e o aparecimento de doenças envolve fatores complexos, havendo a necessidade do entendimento do ciclo biológico do vetor, da epidemiologia das doenças e das interações com as variáveis climáticas existentes.

Nesse sentido, já existe uma relação clara e comprovada entre a ocorrência de chuvas e o aumento de doenças transmitidas por alguns insetos vetores, pois o ciclo de reprodução destes depende da disponibilidade da água no ambiente (KOVATS, 2020; FISCHER *et al.*, 2020; LI *et al.*, 2020).

Além disso, a ocorrência de eventos extremos como inundações e secas predis põem ao surgimento de surtos de doenças infecciosas, visto que esses eventos colaboram para o surgimento de criadouros de insetos pelo armazenamento de água potável, assim como na redução da disponibilidade de locais de repouso destes (BEZIRTOGLOU *et al.*, 2011; LI *et al.*, 2020).

Entretanto, segundo Kovats (2020) existe uma dificuldade dentro dos estudos epidemiológicos em definir a influência de fatores climáticos e não climáticos na origem e desenvolvimento de doenças, sendo necessária uma abrangência de conhecimentos técnicos com relação a fatores climatológicos, biológicos e epidemiológicos. Outros fatores, como o crescimento urbanizado sem planejamento e as práticas agrícolas inadequadas, também contribuem para essa disseminação, inclusive em áreas não endêmicas (PHUYAL *et al.*, 2020).

Acontecimentos recentes demonstraram a fragilidade dos serviços de saúde pública, principalmente em países em desenvolvimento diante de condições climáticas atípicas. Percebe-se que a disseminação de doenças transmitidas por vetores é limitada por fatores naturais como as condições ecológicas ou climatológicas (KOVATS, 2020).

Além dos fatores climáticos, desastres ambientais podem interferir na dinâmica dos ecossistemas, representando riscos para o desenvolvimento de doenças infecciosas, inclusive as transmitidas por vetores. Isso foi evidenciado em acidentes ambientais ocorridos no Brasil, nos municípios de Mariana/MG no ano de 2015 e Brumadinho/MG, no ano de 2019, quando barragens de rejeitos de minério se romperam, produzindo a morte de pessoas e animais, bem como, destruindo a vegetação em larga escala e atingindo comunidades adjacentes (NISHIJIMA e ROCHA, 2020).

O estudo realizado por Nishijima e Rocha (2020) constatou que as áreas atingidas pelo desastre de Mariana/MG apresentaram um aumento significativo na incidência da dengue e um maior número de internações pela doença, impactando negativamente em todos os indicadores de saúde e no sistema econômico local.

Além disso, os efeitos das variações climáticas nos ecossistemas podem induzir ao surgimento de novas doenças zoonóticas em decorrência de adaptações genéticas de microrganismos que afetam geralmente animais selvagens, tornando-os capazes de infectar seres humanos. Esse ocorrido pode provocar surtos epidemiológicos em diferentes lugares devido à alta vulnerabilidade dessas populações frente a esses patógenos (OGDEN e GACHON, 2019).

Segundo Ng *et al.* (2017), devido ao aquecimento global nos últimos anos foi evidenciado aumento da presença do *A. Albopictus*, vetor da chikungunya, em regiões dos

Estados Unidos e em partes da África e da Europa, contribuindo para o surgimento de surtos da chikungunya em regiões não endêmicas. Dessa forma, modificações climatológicas, projetada para os próximos anos, podem contribuir para o aumento no número de doenças transmitidas por vetores, inclusive em regiões de clima temperado (VEGA-RÚA *et al.*, 2015).

## 2.4 Dengue no contexto das mudanças climáticas

A dengue (DEN) é considerada uma das doenças infecciosas do século XXI com maior rapidez na disseminação em países tropicais e subtropicais (OPAS, 2009; WHO, 2014; PHUYAL *et al.*, 2020). Dentre as arboviroses transmitidas pelo *Aedes aegypti*, ela apresenta a maior relevância nas Américas, ficando à frente da malária em termos de morbidade e impactos econômicos (GUBLER, 2012; BRASIL, 2019).

Acredita-se que cerca de 390 milhões de infecções e 20 mil mortes por DEN ocorrem anualmente no mundo. Avalia-se que aproximadamente 3 bilhões de pessoas estejam em áreas endêmicas, expostas ao risco de contraírem a doença (BRASIL, 2019; PHUYAL *et al.*, 2020). Nos últimos 50 anos, os países tropicais vêm sofrendo com o impacto social provocado pela DEN em períodos epidêmicos. Isso pode ser devido ao crescimento urbano desestruturado e a falta de vigilância adequada (GUBLER, 2012).

Sua transmissão ocorre pela disseminação do vírus da dengue que se distingue em 4 sorotipos, DENV-1 a -4 (POLLETT *et al.*, 2018; PHUYAL *et al.*, 2020) e ocorre especialmente em áreas urbanas, densamente povoadas (MARCONDES e XIMENES, 2016) e com condições favorecidas de reprodução. Essa transmissão pode ocorrer por via vetorial, vertical (mãe-filho) e transfusional, sendo que a transmissão mais comum é a vetorial, a qual advém da picada de mosquitos *Aedes* (BRASIL, 2019).

Fatores como abastecimento de água deficiente e acúmulo de lixo em áreas urbanas podem contribuir para a manutenção de criadouros de *A. Aegypti* infectados pelo vírus, contribuindo assim para a disseminação viral nas áreas urbanas. No nordeste do Brasil, cerca de 75% dos criadouros são devido ao armazenamento inadequado de água, já na região sudeste, grande parte dos criadouros são devido a manutenção de vasos de plantas (MARCONDES e XIMENES, 2016).

Segundo Pollett *et al.* (2018), a transmissão do vírus da dengue pode ocorrer de diferentes maneiras:

- Pelo ciclo silvestre, onde a transmissão ocorre em primatas não humanos, pelo gênero *Aedes arbóreo*;
- Pelo ciclo urbano/humano, tendo como vetor o *A. aegypti* e, em menor extensão, *A. albopictus*.

As manifestações clínicas da DEN podem variar de uma leve e autolimitada doença febril até as formas mais graves, como por exemplo, a dengue hemorrágica e a síndrome do choque da dengue, o que podem levar ao óbito (RAHMAN *et al.*, 2018).

No Brasil, a DEN é considerada uma doença endêmica com sazonalidade

caracterizada por período quentes e chuvosos. O primeiro surto epidêmico registrado no país ocorreu em 1981-1982, na cidade de Boa Vista/Roraima, causado pelos sorotipos 1 e 4. Desde então, outros surtos ocorreram nos anos de subsequentes com variação dos sorotipos (BRASIL, 2019).

O *Aedes aegypti* é considerado o principal vetor urbano (LEROY *et al.*, 2009), sendo a única espécie que transmite a dengue no Brasil (BRASIL, 2019). A transmissão pelo *A. albopictus* é comum em países asiáticos, sendo que outros *Aedes* spp. antropofílicos servem de vetores secundários (LEROY *et al.*, 2009; BRASIL, 2019).

Um dado relevante a ser destacado é a modificação na distribuição global dos mosquitos *Aedes*, especificamente, o *A. albopictus* (mosquito tigre asiático, importante vetor da chikungunya, já presente no Brasil), que passou a ocupar novos territórios antes ocupados pelo *A. aegypti* (LEROY *et al.*, 2009).

Entre o período de 2010 a 2019 foram notificados cerca de 10 milhões de casos de dengue no país, representando aproximadamente 62%, dos casos notificados no continente americano nesse período. As regiões brasileiras sudeste e nordeste apresentam as maiores incidências de formas graves da dengue, 43% e 27%, respectivamente, sendo que a região nordeste, por ser considerada uma das mais pobres do Brasil, apresenta maiores riscos de internação pela doença (DO CARMO *et al.*, 2020).

## 2.5 Febre da Chikungunya no contexto das mudanças climáticas

Até o ano de 2005 a febre da chikungunya (CHIK) era considerada uma doença de pouco interesse na saúde pública global, estando restrita a regiões da África e Ásia (VALLE *et al.*, 2016). Entretanto, nos últimos anos a CHIK vem sendo considerada uma ameaça emergente para a saúde pública mundial (PHUYAL *et al.*, 2020).

O vírus da chikungunya foi identificado pela primeira vez no soro humano no ano de 1952 na Tanzânia (VEGA-RÚA, *et al.*, 2015). Contudo, acredita-se que os primeiros surtos de CHIK se iniciaram em 1779, sendo documentados como surtos de dengue devido a semelhança clínica das doenças (POWERS e LOGUE, 2007).

No ano de 2004 ocorreu uma rápida disseminação do vírus em regiões tropicais asiáticas, atingindo a Itália, em 2007 e França, em 2010 (VEGA-RÚA *et al.*, 2015). O CHIKV chegou no continente americano no ano de 2013 alcançando grande parte da América Central, atingindo o Brasil em 2014 (BRASIL, 2019).

Os primeiros casos notificados no Brasil ocorreram no segundo semestre de 2014, atingindo os municípios de Oiapoque, no estado do Amapá e Feira de Santana, estado da Bahia. Apenas no segundo semestre de 2015 que o vírus atingiu outros estados da região nordeste. No ano de 2016, até a semana epidemiológica 22<sup>1</sup>, já tinham sido registrados 216.102 casos no Brasil, sendo 189.814 (87,8%) no nordeste brasileiro (BRITO, 2017).

Segundo Ng *et al.*, (2017), para que uma região não endêmica apresente transmissão

<sup>1</sup> Período de 29/05/2016 a 04/06/2016

autóctone do vírus da chikungunya (CHIKV) fazem-se necessárias tais condições:

- Presença de pelo menos uma pessoa infectada pelo vírus;
- População humana suscetível;
- Vetor competente adaptado as condições climáticas existentes;
- Condição climática ideal para a transmissão do vírus por esse vetor.

Assim como o vírus da dengue, o CHIKV também pode ser transmitido por via vetorial, vertical e transfusional, podendo apresentar quatro genótipos: Oceano Índico (IOL), Oeste Africano, Leste-Centro-Sul Africano e Asiático (VEGA-RÚA *et al.*, 2015), sendo que apenas os dois últimos foram detectados até o momento no Brasil (BRASIL, 2019).

A manifestação clínica da chikungunya pode ocorrer em três fases distintas, a saber: fase aguda, pós-aguda e crônica. A fase aguda é geralmente caracterizada por febre alta (> 38,5° C) e intensa poliartralgia, com duração média de 14 dias; na fase pós-aguda, os sintomas podem permanecer por até 90 dias e na fase crônica, a poliartralgia permanece por um período maior de 90 dias (SIMIÃO *et al.*, 2019). O *A. aegypti* é considerado o principal vetor responsável pela transmissão da doença nos centros urbanos no Brasil (BRASIL, 2019).

A disseminação da doença é influenciada por períodos prolongados de seca devido ao aumento no número de reservatórios de água, fontes de proliferação do vetor. Desta forma, o número de casos de CHIK tendem a se elevar também durante a períodos de seca. Entretanto, além de fatores climáticos, fatores socioeconômicos existentes na região nordeste também podem contribuir para ocorrência de surtos na região (WU *et al.*, 2016).

## 2.6 Zika Vírus no contexto das mudanças climáticas

Outra arbovirose de grande interesse para saúde pública global é a zika vírus. Até o ano de 2007 sua atuação estava limitada na ilha de Yap, localizada no oeste do Oceano Pacífico, atingindo a polinésia Francesa em 2013 e permanecendo até 2014 restrita a regiões da África e Ásia (VALLE *et al.*, 2016; PLOURDE e BLOCH, 2016; CHANG *et al.*, 2016).

A partir do ano de 2015, após o vírus atingir o Brasil, iniciou-se uma rápida expansão nas Américas fazendo com que Organização Mundial da Saúde (OMS), em 2016, declarasse a zika como uma epidemia de emergência de interesse internacional (PLOURDE e BLOCH, 2016; DHIMAL *et al.*, 2018).

A manifestação clínica da zika, conquanto que na maioria dos casos se apresente como uma doença febril leve e autolimitada, apresenta um grande potencial de prejuízos neurológicos como a síndrome de Guillain-Barré, em adultos e a microcefalia neonatal, em crianças, devido a sua transmissão vertical (de mãe para filho) (PLOURDE e BLOCH, 2016; WIKAN e SMITH, 2016).

A principal via de transmissão é a vetorial, ou seja, através da picada do mosquito da



espécie *Aedes aegypti* e o *Aedes albopictus* (na Europa), porém também pode ocorrer por via transfusional, vertical e sexual (CHANG *et al.*, 2016; DHIMAL *et al.*, 2018; SEMENZA e SUK, 2018; BRASIL, 2019).

No Brasil, a epidemia de zika se configurou como um sério problema de saúde pública devido as suas repercussões no desenvolvimento da microcefalia neonatal (ESCOSTEGUY *et al.*, 2020), estando associada a uma elevada incidência de 49,9 casos/10.000 nascidos vivos da doença, entre o período de 2015 e 2016 (DE OLIVEIRA *et al.*, 2017; ROMER *et al.*, 2019).

Desde o início do surto, em meados de 2015, a região nordeste brasileira vem apresentando a maioria dos casos de microcefalia associados com o vírus da zika (ESCOSTEGUY *et al.*, 2020; NETTO *et al.*, 2017; CAUCHEMEZ *et al.*, 2016). O baixo nível socioeconômico dos estados do NEB possivelmente tem influenciado esse ocorrido, visto que a renda familiar mensal no Nordeste é cerca de 5 a 10 vezes mais baixa quando comparada a regiões mais ricas do país (NETTO *et al.*, 2017).

De acordo com Asad e Carpenter (2018), a rápida disseminação de infecções transmitidas por vetores, como o dengue, chikungunya e zika, estão relacionados com a aumento da instabilidade climática evidenciada nos últimos anos. Existe uma previsão que as alterações climáticas possam contribuir para o surgimento de novas áreas de risco de transmissão de dengue e zika.

### 3 | POLÍTICAS E AGENDAS RELACIONADAS ÀS MUDANÇAS CLIMÁTICAS

Desde sua origem, a colonização brasileira foi marcada por forte exploração predatória de seus recursos naturais (RUFINO e CRISPIM, 2015). Ao longo dos séculos XVI, XVII e XVIII diversos ciclos econômicos protagonizaram um grande desmatamento em terras brasileiras (BARRETO, 2017).

Da instalação da colônia até o início do século XIX as ações de Política de Saúde Pública no Brasil não apresentavam grande significância institucional, estando limitadas a: criação do serviço de Saúde Pública nos Portos (1828), ao estabelecimento da vacinação compulsória contra varíola em crianças (1837) e as obras que facilitavam o acesso a água pela população (BRASIL, 2004; EDLER, 2010; PONTE, 2010).

No início do século XX o foco de atenção foi o combate às doenças infectocontagiosas, principalmente as que tinham manifestações epidêmicas que comprometiam a economia nacional (PONTE, 2010).

Mundialmente, fatos ocorridos ao fim da II Guerra, como o bombardeamento das cidades Japonesas, Hiroshima e Nagasaki, pelos Estados Unidos e a Guerra Fria, contribuíram para a política de Saúde Ambiental Internacional. Somando-se a isso a assinatura da Convenção Internacional para a Prevenção da Poluição do Mar por Óleo, em 1958, também contribuiu para o crescimento do pensamento ambientalista ao redor

do mundo (OLIVEIRA FILHO e ROCHA, 2013; RUFINO e CRISPIM, 2015; TEIXEIRA DE BARROS, 2018).

Diante desse cenário mundial foi criado, em 1945, a Organização das Nações Unidas (ONU) com o intuito de promover a cooperação entre os países. Um ano após, em 1946, ocorreu a criação da Unesco (Organização das Nações Unidas para Educação, Ciência e Cultura) que iniciou as discussões mundiais sobre a importância da educação de um modo geral e da temática da educação ambiental. Tal ocorrido contribuiu para abrir as portas para a temática do Desenvolvimento Sustentável (BARBIERI e SILVA, 2011).

No Brasil, a década de 60 foi marcada por rápido crescimento industrial e fortalecimento da economia nacional, influenciado principalmente pela dificuldade de importação no pós-guerra. Neste momento foi estabelecido um sistema de saúde que tinha por objetivo atender o aumento da força de trabalho nos centros urbanos. Todavia, existia uma grande dicotomia entre a prática médica curativa e preventiva, assim como a assistência individual e coletiva, havendo uma concentração das políticas de saúde na cobertura assistencialista (JUNIOR e JUNIOR, 2006; TREVISAN e VAN BELLEN, 2008).

No contexto ambiental, de acordo com Moura (2016), até a década de 1960 a política ambiental propriamente dita no Brasil era inexistente, havendo apenas ações setoriais que influenciavam as questões ambientais relacionadas a exploração dos recursos naturais para interesses econômicos, como por exemplo a Lei de Proteção a Fauna (Lei no 5.197/1967) cujo objetivo foi proteger os animais silvestres, proibindo a caça ilegal.

Globalmente neste período, o movimento ambientalista teve um grande destaque nos países desenvolvidos, sendo influenciados por obras literárias que apontavam para problemas ambientais já existentes. Dentre essas obras encontram-se: *Silent Spring* (1962) de Rachel Carson (OLIVEIRA FILHO e ROCHA, 2013).

No ano de 1968, na cidade de Paris (França), foi realizada a Conferência sobre a Biosfera. Este evento teve como objetivo discutir a relação entre o homem o meio ambiente, sendo criado o programa Homem e Biosfera (BARBIERI e SILVA, 2011).

Nesse contexto, em 1972, acontece a Conferência das Nações Unidas para o Meio Ambiente Humano (CNUMAH), em Estocolmo/Suécia. Em uma abordagem científica os ambientalistas buscaram sensibilizar os líderes mundiais para a necessidade da implementação de medidas de proteção ambiental, sem detrimento do crescimento econômico, buscando-se uma sincronia nas relações homem-natureza (BARBIERI e SILVA, 2011; RUFINO e CRISPIM, 2015; TEIXEIRA DE BARROS, 2018).

No contexto das políticas de saúde no Brasil, a década de 1970 continuou seguindo a tendência polarizada das ações de saúde. As ações de saúde coletiva eram consideradas um direito de todos os cidadãos, sendo de responsabilidade do Ministério da Saúde, porém a assistência médica hospitalar era exclusiva para os contribuintes do Sistema Nacional de Previdência Social (JUNIOR e JUNIOR, 2006).

No contexto ambiental, de acordo com Ribeiro (2004), seguindo o exemplo de

outros países o Brasil também estabeleceu os padrões de qualidade do ar e das águas, visando controlar os níveis de poluição causados pelas indústrias, principalmente na região de São Paulo. Embora essas medidas políticas tenham sido consideradas uma política desvinculada do setor saúde elas contribuíram para a melhoria da saúde coletiva e individual.

No âmbito internacional, em 1974, o governo Canadense propõe o Relatório Lalonde. Esse documento redirecionou as políticas públicas de saúde utilizando a promoção da saúde, dentro de uma estratégia global, para a organização dos serviços de saúde (FERREIRA NETO *et al.*, 2009).

No campo ambiental, as discussões que relacionava educação ambiental com políticas públicas foram ganhando mais força. Em 1977 ocorreu a Conferência Intergovernamental sobre educação ambiental de Tbilisi, na Geórgia. Foi enfatizado que a educação ambiental precisa ser realizada de uma forma intersetorial com envolvimento de aspectos socioeconômicos (BARBIERI e SILVA, 2011; PORTAL EDUCAÇÃO, 2012).

Diante desse cenário, a Conferência Internacional sobre Cuidados Primários à Saúde, em Alma-Ata, ocorrida em 1978 na República do Cazaquistão, desempenhou uma forte influência para a reorganização das ações de saúde no Brasil (FALLEIROS e LIMA, 2010). De acordo com Mendes (2004), a partir desse momento houve um consenso mundial da importância da promoção e proteção da saúde dos cidadãos para o alcance do desenvolvimento econômico e social.

Por influência dessas discussões no cenário global, em março de 1986, ocorreu a no Brasil a VIII Conferência Nacional de Saúde, considerada um marco para o processo da reforma sanitária brasileira. A partir desse encontro foram produzidos relatórios que influenciaram as bases do atual sistema de saúde brasileiro (SUS) e subsídios para a elaboração das políticas de saúde presentes na Constituição de 1988 (JUNIOR e JUNIOR, 2006; FALLEIROS e LIMA, 2010).

Atrelado a esse contexto, de acordo com Marengo e Soares (2003), durante a década de 1980 houve um crescente interesse científico e social pelas evidências científicas encontradas sobre a possibilidade de mudança de clima mundial. Em 1982 foi realizado a Conferência de Nairóbi- Quênia com o objetivo de avaliar os 10 anos de Programa das Nações Unidas para o Meio Ambiente (PNUMA). Ao término do evento foi elaborado um diagnóstico da situação ambiental mundial. Naquele período, os efeitos nocivos da poluição para a saúde populacional eram o foco das discussões ambientais, bem como, as possíveis extinções das espécies, porém à medida que as pesquisas científicas progrediam outros assuntos também adquiriam importância (CARMO *et al.* 2013).

Vale ressaltar que durante esse período, na esfera global, os problemas ambientais também tiveram mais destaque. Foi durante a década de 1980 que houve um aumento na incidência de câncer de pele e catarata nos países desenvolvidos, isso foi atribuído aos danos identificados na camada de ozônio.

No ano de 1987 a Comissão Mundial para o Meio Ambiente e Desenvolvimento, sob a presidência da médica Gro Harlem Brundtland, apresentou o relatório “*Our Common Future*”, ou “Nosso Futuro Comum”, conhecido como “Relatório de *Brundtland*” (CARMO *et al.*, 2013). Esse documento consolidou a política ambiental como integrante da agenda de desenvolvimento mundial (IPIRANGA *et al.*, 2011).

Diante desse cenário social formou-se no Brasil um movimento ambiental denominado Frente Verde, que movido pela preocupação ambiental no país pressionou o governo para incluir um capítulo do meio ambiente à Constituição Federal de 1988 (MOURA, 2016).

Em 1988 foi estabelecido o Painel Intergovernamental sobre Mudanças Climáticas (IPCC/ *Intergovernmental Panel on Climate Change*). Entre 1988 e 1989 houve no mundo ondas de calor intenso, causando inclusive óbitos nos Estados Unidos, corroborando as previsões de cientistas ambientais realizadas anteriormente (OLIVEIRA FILHO e ROCHA, 2013).

No cenário internacional, em 1991, acontece a III Conferência Internacional sobre Promoção da Saúde, ocorrida em Sundsvall, Suécia. O foco desse encontro foi a importância de Ambientes Favoráveis à Saúde (HEIDMANN *et al.*, 2006).

Um ano depois, em 1992, ocorre a Conferência das Nações Unidas sobre Meio Ambiente e Desenvolvimento, realizada no Rio de Janeiro (RIO-92), também denominada Eco-92. No Evento foi oficializado o conceito de desenvolvimento sustentável, sendo obtido grande envolvimento da opinião pública sobre as questões ambientais (CARMO *et al.*, 2013).

Esse evento resultou importantes acordos ambientais internacionais, como: as Convenções do Clima e da Biodiversidade (uso sustentável da biodiversidade); a Agenda 21 (busca do equilíbrio entre as relações comerciais e o desenvolvimento sustentável); a Declaração do Rio para o Meio Ambiente e Desenvolvimento; e a Declaração de Princípios para as Florestas (MOURA, 2016; CARMO *et al.*, 2013).

No ano de 2010, a OMS publicou o Relatório do Encontro Internacional sobre a Saúde em Todas as Políticas, ocorrido em Adelaide (Austrália). A Declaração destacou a importância e contribuição do setor de saúde para a solução de problemas complexos do governo, envolvendo todas as políticas públicas (OMS, 2010).

Dando continuidade a essas discussões, no ano de 2011 ocorreu a Conferência Mundial sobre Determinantes Sociais da Saúde (CMDSS), realizada na cidade do Rio de Janeiro, RJ. Esse evento proporcionou o intercâmbio de discussões e conhecimentos científicos possibilitando o avanço na definição de estratégias de ação sobre os Determinantes Sociais da Saúde (DSS), bem como ao combate das iniquidades em saúde (PELLEGRINI FILHO, 2011).

Dois anos mais tarde ocorreu a VIII Conferência sobre Promoção da Saúde, no ano de 2013, em Helsinque (Finlândia), que teve por lema “Saúde em Todas as Políticas”. A carta de Helsinque ressaltou a necessidade da intersectorialidade na formação de políticas

públicas, bem como o empenho dos governantes políticos para que a promoção da saúde seja implementada de forma efetiva (PAULA *et al.*, 2013). Este evento mostrou uma forte tendência de se aliar agendas ambientais e sociais em torno da promoção da saúde.

A ONU, em 2015, reconheceu que o maior desafio global para o alcance do desenvolvimento sustentável é a erradicação da pobreza em todas as suas formas e dimensões. Diante dessa constatação foram definidos 17 Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) e 169 metas. O documento fruto desse encontro recebeu o nome de “Transformando o Nosso Mundo: a Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável”, **Figura 3** (ONU, 2015).



Figura 3: Representação dos 17 Objetivos do Desenvolvimento Sustentável.

Fonte: (<https://brasil.un.org/pt-br/sdgs>).

Os Objetivos de Desenvolvimento Sustentável (ODS) da ONU estabeleceram o dever político de investir na saúde humana, em todas as suas dimensões, com o objetivo de reduzir as iniquidades sociais existentes no mundo (WHO, 2017).

Dando continuidade a esse pensamento, em 2016 ocorreu a IX Conferência Mundial sobre Promoção da Saúde, em Xangai (China). A Declaração de Xangai afirmou que a saúde das pessoas não pode mais ser separada da saúde do planeta e o crescimento econômico por si só não garante melhorias na saúde da população (WHO, 2017).

Desta forma, a preservação ambiental é condição *sine qua non* para o cumprimento de metas ambientais já estabelecidas, assim como para o cumprimento dos ODS pactuados internacionalmente. O uso sustentável do solo, a preservação de água limpa, o uso consciente de energia, a preservação da vida aquática e terrestre e a ação contra a mudança global do clima (ODS 2, 6, 7, 13, 14 e 15, respectivamente) impactam diretamente na erradicação da fome, na saúde e bem-estar humano, na implantação de cidades e comunidades sustentáveis, no consumo e na produção responsáveis (ODS 2, 3, 11, 12,



respectivamente). Além desses, os aspectos ambientais também podem contribuir para a educação de povos, redução das desigualdades e na promoção de ações de paz e justiça mais eficazes (ODS 4, 5, 10 e 16, respectivamente) (DÍAZ *et al.*, 2019; SEDDON *et al.*, 2020).

Diante desse cenário, percebe-se que a Atenção Primária em Saúde e as Políticas Ambientais desempenham papel fundamental na promoção da saúde da população, bem como para a implementação dos ODS. Nessa perspectiva, no ano de 2018 foi realizada a Conferência Global sobre Atenção Primária à Saúde, em Astaná (Cazaquistão), que teve como objetivo ressaltar os compromissos firmados na Conferência de Alma Ata, em 1978 (OPAS, 2019).

Nesse evento foi elaborada a “Declaração de Astaná” que reconheceu a necessidade dos governos e sociedades em promover avanços na saúde, a fim de garantir a existência de ambientes saudáveis nas cidades e promoção da saúde individual e coletiva através da autonomia e bem-estar da população (OPAS, 2019).

Acredita-se que o fortalecimento dos sistemas de saúde com melhoria da vigilância de doenças infecciosas, bem como maior proteção da biodiversidade e do ambiente natural podem reduzir os riscos de futuros surtos de novas doenças (WHO, 2017).

Sendo assim, entender o padrão sazonal de variações climáticas e de doenças infecciosas pode contribuir para o direcionamento de políticas ambientais e de saúde pública, tornando-as mais efetivas e eficazes na promoção à saúde da população.

Destarte, este trabalho pretende atender as perspectivas discutidas em diversas convenções da ONU, como por exemplo, a Rio 92, em 1992, o Acordo de Paris, em 2016, a Convenção de Xangai, em 2016, além de estar alinhado com o discurso de agências de saúde, como por exemplo, a OMS (WHO, 2017).

## **4 | ESTRATÉGIAS DE ADAPTAÇÃO NO ENFRENTAMENTO ÀS ARBORVIROSES**

A urbanização das cidades traz consigo a impermeabilização do solo, o que diminui a infiltração da água e aumenta o escoamento superficial, deixando algumas áreas mais sujeitas à proliferação de vetores e problemas como enchentes e inundações (FERREIRA e SANTOS, 2020). Este aumento da ocupação do solo vem acompanhado da redução de áreas verdes, que aos poucos vai dando lugar ao crescimento da infraestrutura cinza (FERREIRA e SANTOS, 2020).

Diante deste cenário, surgem abordagens sustentáveis de adaptação, como por exemplo a Infraestrutura Verde e Azul (IVA), que busca recriar o ciclo da água integrando a gestão dos recursos hídricos e a infraestrutura verde com uma estrutura exposta, permitindo conexão com a população (LAWSON *et al.*, 2014).

Além de contribuir para o controle das arboviroses, a implantação de IVA contribui também com outros serviços ecossistêmicos à medida em que traz benefícios estéticos,

sociais e recreativos às cidades, e adicionalmente funciona como abrigo à biodiversidade local (HOYER *et al.*, 2011).

Outros tipos de adaptação à urbanização e às mudanças climáticas que podem ser utilizadas no controle de doenças zoonóticas envolvem obras de engenharia, políticas, ferramentas de adaptação baseada em ecossistemas (AbE) ou ainda soluções híbridas. A AbE têm como principal objetivo auxiliar as pessoas na adaptação por meio da preservação da biodiversidade e garantia da manutenção dos serviços ecossistêmicos (DULLIUS e SILVA, 2017). Assim, a AbE pode ser compreendida como uma ferramenta de infraestrutura verde focada na integração entre o bem-estar humano e ambiental.

Por se tratar de doenças dependentes de condições multifatoriais, diversas adaptações são necessárias para o enfrentamento às zoonoses nos centros urbanos. As adaptações em larga escala, envolvendo grandes mudanças (conhecidas como adaptações transformativas), nem sempre são possíveis num cenário de contenção de gastos públicos e necessidade imediata de ações. Assim, adaptações incrementais, que costumam ser de rápida implementação, porém parciais na resolução dos problemas, também são desejáveis em muitos momentos (TERMEER *et al.*, 2017).

A distribuição dos benefícios relacionados às adaptações de enfrentamento às zoonoses é importante do ponto de vista social, uma vez que a governança deve ser não apenas eficaz e eficiente no controle de problemas de saúde pública, mas também justa (SIKOR *et al.*, 2014). O comportamento das pessoas frente às suas responsabilidades individuais com o meio ambiente e os vetores responsáveis pelas zoonoses depende também da sua percepção de justiça na governança dos ecossistemas (SIKOR *et al.*, 2014).

Os custos relacionados ao acesso à água e esgotamento sanitário são outro ponto importante no que tange às desigualdades sociais. Apesar da atual expansão do sistema de saneamento básico às regiões mais pobres, as pessoas residentes nestes locais ainda convivem com o risco de não contar com esses serviços por falta de condições financeiras (FRACALANZA *et al.*, 2013). Ligações clandestinas, uso inadequado de poços e reservatórios de água, bem como a disposição incorreta do esgoto são ações que colocam em risco a saúde dessa população, bem como a integridade do meio ambiente, fomentando assim um ciclo de injustiças socioambientais (FRACALANZA *et al.*, 2013). Desta forma, mecanismos eficientes de governança e gestão pública são fundamentais no combate às desigualdades sociais, que em última análise envolvem também a incidência de doenças zoonóticas.

Em especial nos países mais pobres, os fundos internacionais de adaptação às mudanças climáticas são de extrema importância. Entretanto, eles não são suficientes para atingir as necessidades de adaptação dessas nações. Além disso, os doadores alegam que os países receptores não possuem mecanismos eficientes de recebimento e distribuição das verbas, visto que muitos são tomados pela corrupção. Os países em desenvolvimento, por sua vez, se queixam da burocracia e dos custos associados aos mecanismos de

obtenção desses fundos (SHARMA, 2011).

## REFERÊNCIAS

AGACHE, I. et al. Climate Change and Global Health: A Call to more Research and more Action. **Allergy**, v.77, p.1389-1407, 2022.

AMRAOUI, F., FAILLOUX A-B. 2016. Chikungunya: an unexpected emergence in Europe. **Current Opinion in Virology**, v.21, p.146-150, 2021.

ARLOV, THOR B. **A short history of Svalbard**. Oslo: Norsk Polarinstitutt, 1994.

ASAD, H.; CARPENTER, D.O. Effects of climate change on the spread of zika virus: a public health threat. **Reviews on environmental health**, v. 33, n. 1, p. 31-42, 2018.

BARBIERI, J.C.; SILVA, D. Desenvolvimento Sustentável e Educação Ambiental: uma trajetória comum com muitos desafios. **RAM, Revista de Administração Mackenzie**, v.12, n.3, p.51-82, 2011.

BARCELLOS, C.; MONTEIRO, A.M.V.; CORVALÁN, C.; GURGEL, H.C.; CARVALHO, M.S.; ARTAXO, P.; HACON, S.; RAGONI, V. Mudanças climáticas e ambientais e as doenças infecciosas: cenários e incertezas para o Brasil. **Epidemiol. Serv. Saúde**, Brasília, 18(3):285-304, 2009.

BOARD, O.S.; NATIONAL RESEARCH COUNCIL. **Climate intervention: Reflecting sunlight to cool earth**. National Academies Press, 2015.

BARRETO, M.P. A Mata Atlântica e o Ensino de História: da pré-história ao período colonial brasileiro. **Movimento-revista de educação**, v.4, n.6, p.272-305, 2017.

BEZIRTOGLOU, C.; DEKAS, K.; CHARVALOS, E. Climate changes, environment and infection: facts, scenarios and growing awareness from the public health community within Europe. **Anaerobe**, v. 17, n. 6, p. 337-340, 2011.

BRADLEY, R. S.; HUGHES, M. K.; DIAZ, H. F. Climate in medieval time. **Science** v.302, p.404-405, 2003.

BRAMANTI, B; STENSETH, NC; WALLØE, L; XU, L. Plague: A Disease Which Changed the Path of Human Civilization. **Advances in Experimental Medicine and Biology**, v. 918, p.1-26, 2016.

BRASIL. Fundação Nacional de Saúde. 100 anos de Saúde Pública: a visão da Funasa / Fundação Nacional de Saúde. Brasília: Fundação Nacional de Saúde, 2004 (p. 11-63).

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Coordenação-Geral de Desenvolvimento da Epidemiologia em Serviços. Guia de Vigilância em Saúde: volume único [recurso eletrônico] / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Coordenação-Geral de Desenvolvimento da Epidemiologia em Serviços. 3a. ed. Brasília: Ministério da Saúde, 2019.

\_\_\_\_\_. Ministério da Saúde. Secretaria de Vigilância em Saúde. Departamento de Imunização e Doenças Transmissíveis. Guia de tratamento da malária no Brasil [recurso eletrônico] / Ministério da Saúde, Secretaria de Vigilância em Saúde, Departamento de Imunização e Doenças Transmissíveis. – Brasília: Ministério da Saúde, 2020. 76 p.:il. Modo de acesso: World Wide Web: ISBN 978-85-334-2754-9. Disponível em: <https://portalarquivos2.saude.gov.br/images/pdf/2020/janeiro/29/af-guia-tratamento-malaria-28jan20-isbn.pdf>. Acesso em: 24 de nov de 2020.

BRITO, C.A.A. Alert: Severe cases and deaths associated with Chikungunya in Brazil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v.50, p.585-589, 2017.

CARABINE, E.; LEMMA, A. **El quinto reporte de evaluación del IPCC**: ¿ Qué implica para Latinoamérica. CDKN. Alianza Clima y Desarrollo y Overseas Development Institute (ODI). Ministry of Foreign Affairs of the Netherlands y UKAID from the British people, 2014.

CAUCHEMEZ, Simon et al. Could clinical symptoms be a predictor of complications in Zika virus infection?—Authors' reply. **The Lancet**, v.388, n.10042, p.338-339, 2016.

CARMO, R.R.D.; SOUSA, M.S.; ROCHA, S.M.D. Reflexões Sobre a Rio-92. In: MAGALHÃES, Vladimir Garcia et al. **Direito ambiental** [recurso eletrônico]: 2º Congresso Internacional de Direito Ambiental Internacional. Santos: Editora Universitária Leopoldianum, p.239-251, 2013.

CAVALCANTI, I.F.A. et al. Projections of precipitation changes in two vulnerable regions of São Paulo State, Brazil. **American Journal of Climate Change**, v.6, n.2, p.268, 2017.

CONTI, J.B. Considerações sobre as mudanças climáticas globais. **Revista do Departamento de Geografia**, v. 16, p. 70-75, 2005.

DÍAZ, S.; SETTELE, J.; BRONDÍZIO, E.S.; NGO, H.T.; GUÈZE, M.; AGARD, J.; ZAYAS, C. Summary for policymakers of the global assessment report on biodiversity and ecosystem services of the Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services. **Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services**, 2019.

DE OLIVEIRA, W.K.; DE FRANÇA, G.V.A.; CARMO, E.H.; DUNCAN, B.B.; KUCHENBECKER, R.D.S.; SCHMIDT, M.I. Infection-related microcephaly after the 2015 and 2016 Zika virus outbreaks in Brazil: a surveillance-based analysis. **The Lancet**, v.390, n.10097, p.861-870, 2017.

DO CARMO, R.F. et al. Spatiotemporal dynamics, risk areas and social determinants of dengue in Northeastern Brazil, 2014–2017: an ecological study. **Infectious Diseases of Poverty**, v. 9, n. 1, p. 1-16, 2020.

CHANG, C. et al. The Zika outbreak of the 21st century. **Journal of autoimmunity**, v. 68, p. 1-13, 2016.

DHIMAL, M. et al. Threats of Zika virus transmission for Asia and its Hindu-Kush Himalayan region. **Infectious diseases of poverty**, v.7, n.1, p.1-7, 2018.

DULLIUS, A.; SILVA, M.C. Uso da ferramenta de adaptação baseada em ecossistemas para mudanças climáticas: revisão da literatura. **Guaju**, v.3, n.1, p.132-145, 2017.

EDLER, F.C. Saber médico e poder profissional: do contexto luso-brasileiro ao Brasil Imperial In: Ponte, Carlos Fidélis, org. **Na corda bamba de sombrinha**: a saúde no fio da história/ Carlos Fidélis e Ialê Falleiros organizadores. Rio de Janeiro: Fiocruz/COC; Fiocruz/EPSJV, 2010.

ESCOSTEGUY, C.C. et al. Microcefalia e alterações do sistema nervoso central relacionadas à infecção congênita pelo vírus Zika e outras etiologias infecciosas no estado do Rio de Janeiro: estudo transversal, 2015 a 2017. **Revista Panamericana de Salud Pública**, v.44, 2020.

FALLEIROS, I.; LIMA, J.C.F. Saúde Como Direito de Todos e Dever do Estado. In: Ponte, Carlos Fidélis, org. **Na Corda Bamba de Sombrinha**: a saúde no fio da história/ Carlos Fidélis e Ialê Falleiros organizadores. Rio de Janeiro: Fiocruz/COC; Fiocruz/EPSJV, 2010.

FRACALANZA, A.P.; JACOB, A.M.; EÇA, R.F. Justiça ambiental e práticas de governança da água: (re) introduzindo questões de igualdade na agenda. **Ambiente & Sociedade**, v. 16, p. 19-38, 2013.

FERREIRA, J.C.; SANTOS, D.C. Método participativo para seleção de medidas de infraestrutura verde e azul em áreas urbanas. **XIII Encontro Nacional de Águas Urbanas**, Outubro de 2020, Porto Alegre/RS.

FERREIRA NETO, J.L. et al. Apontamentos sobre promoção da saúde e biopoder. **Saúde e Sociedade**, v. 18, n. 3, p. 456-466, 2009.

FISCHER, L. et al. Rising temperature and its impact on receptivity to malaria transmission in Europe: A systematic review. **Travel Medicine and Infectious Disease**, p.101815, 2020.

FLAHAULT, A. et al. An interdisciplinary approach to controlling chikungunya outbreaks on French islands in the south-west Indian ocean. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v.72, p.66-71, 2012.

FLAHAULT, A.; DE CASTANEDA, R.R.; BOLON, I. Climate change and infectious diseases. **Public Health Reviews**, v.37, n.1, p.1-3, 2016.

FRITH, J. The History of Plague - Part 1. The Three Great Pandemics. **Journal of Military and Veterans' Health**, v.20, n.2, p.11-16, 2012.

GITHEKO, Andrew K. et al. Climate change and vector-borne diseases: a regional analysis. **Bulletin of the World Health Organization**, v. 78, p. 1136-1147, 2000. Disponível em: <https://europepmc.org/article/MED/11019462>. Acesso em: 18 de nov de 2020.

GUBLER, D.J. The economic burden of dengue. **The American Journal of Tropical Medicine and Hygiene**, v.86, n.5, p.743, 2012.

HEIDMANN, Ivonete TS et al. Promoção à saúde: trajetória histórica de suas concepções. **Texto & Contexto-Enfermagem**, v. 15, p. 352-358, 2006.

HOYER, J.; DICKHAUT, W.; KRONAWITTER, L.; WEBER, B. **Water sensitive urban design: principles and inspiration for sustainable stormwater management in the city of the future**. Berlin: Jovis, 2011.

IBEJI, M. Black Death. BBC - History, 2011. Disponível em: [https://www.bbc.co.uk/history/british/middle\\_ages/black\\_01.shtml](https://www.bbc.co.uk/history/british/middle_ages/black_01.shtml) Acesso em: 10 de maio de 2022.

IPCC (International Panel on Climate Change). IPCC Sixth Assessment Report: Impacts, Adaptation and Vulnerability (Working Group I). Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/sixth-assessment-report-working-group-i/> Acesso em: 12 de maio de 2022a.

IPCC (International Panel on Climate Change). IPCC Sixth Assessment Report: The Physical Science Basis (Working Group I). Disponível em: <https://www.ipcc.ch/report/ar6/wg2/> Acesso em: 12 de maio de 2022b.

IPIRANGA, Ana Silva Rocha; GODOY, Arilda Schmidt; BRUNSTEIN, Janette. Introdução. **RAM, Rev. Adm. Mackenzie (Online)**, São Paulo , v.12, n.3, p.13-20, 2011.

JÚNIOR, A.P.; JÚNIOR, L.C.. Políticas públicas de saúde no Brasil. **Revista Espaço para a Saúde, Londrina**, v. 8, n. 1, p. 13-19, 2006.

KOVATS, R.S. El Niño and human health. **Bulletin of the World Health Organization**, v.78, p.1127-1135, 2000.

LAMB, H.H. The early medieval warm epoch and its sequel. **Palaeogeography, Palaeoclimatology, Palaeoecology**, v.1, p.13-37, 1965.

LAWSON, E. et al. Delivering and evaluating the multiple flood risk benefits in blue-green cities: An interdisciplinary approach. **WIT Transactions on Ecology and the Environment**, v.184, p.113-124, 2014.

LEROY, E.M. et al. Concurrent chikungunya and dengue virus infections during simultaneous outbreaks, Gabon, 2007. **Emerging infectious diseases**, v. 15, n. 4, p. 591, 2009.

LI, F. et al. Global Research Output and Theme Trends on Climate Change and Infectious Diseases: A Retrospective Bibliometric and Co-Word Biclustering Investigation of Papers Indexed in PubMed (1999–2018). **International journal of environmental research and public health**, v. 17, n. 14, p. 5228, 2020.

LIMA, R.C.C.; CAVALCANTE, A.M.B.; PEREZ-MARIN, A.M. Desertificação e mudanças climáticas no semiárido brasileiro. **Campina Grande: INSA-PB**, 2011.

LJUNGQVIST, F.C. A new reconstruction of temperature variability in the extra-tropical Northern Hemisphere during the last two millennia. **Geografiska Annaler: Series A, Physical Geography**, v.92, n.3, p.339-351, 2010

MANN, M.E. et al. Global signatures and dynamical origins of the Little Ice Age and Medieval Climate Anomaly. **Science**, v.326, p.1256-1260, 2009.

MARCONDES, C.B.; XIMENES, M.F.F.M. Zika virus in Brazil and the danger of infestation by Aedes (Stegomyia) mosquitoes. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, v. 49, p. 4-10, 2015.

MARENGO, J.A.; SOARES, W.R. Impacto das mudanças climáticas no Brasil e possíveis futuros cenários climáticos: síntese do terceiro relatório do IPCC 2001. **Clima e recursos hídricos no Brasil. Porto Alegre: ABRH**, p. 209-242, 2003.

MARENGO, J.A.; VALVERDE, M.C. Caracterização do clima no Século XX e Cenário de Mudanças de clima para o Brasil no Século XXI usando os modelos do IPCC-AR4. **Revista Multiciência**. 8a. Ed. Mudanças Climáticas. Campinas: maio 2007.

MENDES, I.A.C. Desenvolvimento e saúde: a declaração de Alma-Ata e movimentos posteriores. **Rev. Latino-Am. Enfermagem**, v.12, n.3, p.447-448, 2004.

MENEZES, L.C.P.; OLIVEIRA, B.M.C.; EL-DEIR, S.G. Percepção Ambiental Sobre Mudanças Climáticas: estudo de caso no semiárido pernambucano. **II Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. IBEAS: Londrina, 2011.

MMA. Ministério do Meio Ambiente. **Histórico Institucional**. Brasília, [2018?]. Disponível em: <https://www.mma.gov.br/o-ministerio/historico-institucional.html>. Acesso em 27 jun 2020.

MONTZKA, S.A.; DLUGOKENCKY, E.J.; BUTLER, J.H. Non-CO 2 greenhouse gases and climate change. **Nature**, v. 476, n. 7358, p. 43-50, 2011.

MOURA, A.M.M. **Governança ambiental no Brasil**: instituições, atores e políticas públicas / organizadora: Adriana Maria Magalhães de Moura. Brasília: Ipea, 2016.

NETTO, E.M.; MOREIRA-SOTO, A.; PEDROSO, C.; HÖSER, C.; FUNK, S.; KUCHARSKI, A. J.; DREXLER, J.F. High Zika virus seroprevalence in Salvador, northeastern Brazil limits the potential for further outbreaks. **MBio**, v. 8, n. 6, 2017.

NEUKOM, R. et al. No evidence for globally coherent warm and cold periods over the preindustrial Common Era. **Nature**, v. 571, n. 7766, p. 550-554, 2019.

NG, V. et al. Assessment of the probability of autochthonous transmission of Chikungunya virus in Canada under recent and projected climate change. **Environmental Health Perspectives**, v. 125, n. 6, p. 067001, 2017.

NISHIJIMA, M.; ROCHA, F.F. An economic investigation of the dengue incidence as a result of a tailings dam accident in Brazil. **J Environ Management**, v. 253, p. 109748, 2020.

OGDEN, N.H.; GACHON, P. Climate change and infectious diseases: The challenges: Climate change and infectious diseases: What can we expect?. **Canada Communicable Disease Report**, v.45, n.4, p.76, 2019.

OLIVEIRA FILHO, E.W.; ROCHA, S. A Influência de Estocolmo Como Marco das Discussões Ambientais no Brasil s no Mundo. In: MAGALHÃES, Vladimir Garcia et al. **Direito ambiental [recurso eletrônico]: 2º Congresso Internacional de Direito Ambiental Internacional**. Santos: Editora Universitária Leopoldianum, 2013, p.77-90.

OLIVEIRA, M.J.; VECCHIA, F. **A Controvérsia das Mudanças Climáticas e do Aquecimento Global Antropogênico**: Consenso Científico ou Interesse Político? Periódico eletrônico. Fórum Ambiental da Alta Paulista. ANAP: Associação Amigos da Natureza da Alta Paulista. Volume V, 2009.

ONU. Organização das Nações Unidas. **Transformando Nosso Mundo**: A Agenda 2030 para o Desenvolvimento Sustentável. Brasília, 2015.

OMS. Organização Mundial da saúde. **Declaração de Adelaide sobre a Saúde em Todas as Políticas**: no caminho de uma governança compartilhada, em prol da saúde e do bem-estar: Relatório do encontro internacional sobre a Saúde em Todas as Políticas, Adelaide 2010.

OPAS. Organização Pan-Americana da Saúde. **Mudança Climática e Saúde**: um perfil do Brasil / Organização Pan-Americana da Saúde; Ministério da Saúde – Brasília, Organização Pan-Americana da Saúde, 2009.

\_\_\_\_\_. Organização Pan-Americana de Saúde. 57º Conselho Diretor 71ª Sessão do Comitê Regional da OMS para as Américas. **Estratégia e Plano de Ação para a Promoção da Saúde no Contexto dos Objetivos de Desenvolvimento Sustentável 2019-2030**. Washington, D.C., EUA, de 30 de setembro a 4 de outubro de 2019.

PAULA, D.M.P.; FARIA, M.A.; ALMEIDA, J.D.L. Cooperação multilateral em saúde: a Oitava Conferência Internacional sobre Promoção da Saúde. **Anais dos III Congresso Iberoamericano de Direito Sanitário / II Congresso Brasileiro de Direito Sanitário**. Cad. IberAmer. Direito. Sanit., Brasília, v.2, n.2, jul./dez. 2013.



PELLEGRINI FILHO, Alberto. Conferência Mundial sobre Determinantes Sociais da **Saúde**. **Cad. Saúde Pública**, Rio de Janeiro, v. 27, n. 11, p. 2080-2082, 2011.

PHILLIPS, Clive J.C. **Principles of Cattle Production**. 3.ed. CABI: Oxfordshire, 2018.p 6.

PHUYAL, P. et al. Spatiotemporal Distribution of Dengue and Chikungunya in the Hindu Kush Himalayan Region: A Systematic Review. **International Journal of Environmental Research and Public Health**, v.17, n.18, p.6656, 2020.

PLOURDE, A.R.; BLOCH, E.M. A literature review of Zika virus. **Emerging infectious diseases**, v.22, n.7, p.1185, 2016.

POLLETT, S. et al. Understanding dengue virus evolution to support epidemic surveillance and counter-measure development. **Infection, Genetics and Evolution**, v.62, p.279-295, 2018.

PONTE, Carlos Fidelis. O Brasil no microscópio. In: Ponte, Carlos Fidélis, org. **Na corda bamba de sombrinha: a saúde no fio da história/** Carlos Fidélis e Ialê Falleiros organizadores. Rio de Janeiro: Fiocruz/COC; Fiocruz/EPSJV, 2010. p. 49.

PORTAL EDUCAÇÃO. Conferência Intergovernamental de Tbilisi e a Educação Ambiental 1977. São Paulo, [2020?]. Disponível em: <<https://siteantigo.portaleducacao.com.br/conteudo/artigos/biologia/conferencia-intergovernamental-de-tbilisi-e-a-educacao-ambiental-1977/20074>>. Acesso em: 27 Jun. 2020.

POWERS, A.M.; LOGUE, C.H. Changing patterns of chikungunya virus: re-emergence of a zoonotic arbovirus. **Journal of General Virology**, v.88, n.9, p.2363-2377, 2007.

RAHMAN, M. et al. Serotyping of dengue viruses circulating during 2014–2015 in Assam, India. **Indian Journal of Medical Microbiology**, v.36, n.3, p.429, 2018.

RIBEIRO, H. Saúde Pública e meio ambiente: evolução do conhecimento e da prática, alguns aspectos éticos. **Saúde e Sociedade**, v. 13, p. 70-80, 2004.

RIDEL, E. Les Vikings et les mots; l'apport de l'ancien scandinave à la langue française, 2009. Disponível em : <https://hal.archives-ouvertes.fr/hal-00424152> Acesso em 10 de maio de 2022.

RITWIK, M. et al. Dengue fever incidences and meteorological variables in Dehradun city (Uttarakhand), India: temporal analysis. **Journal of Experimental Zoology (India)**, v.21, n.2, p.985-989, 2018.

ROMER, Yamila et al. Zika virus infection in pregnant women, Yucatan, Mexico. **Emerging infectious diseases**, v. 25, n. 8, p. 1452, 2019.

RUFINO, Bianca; CRISPIM, Cristina. Breve resgate histórico da Educação Ambiental no Brasil e no mundo. In: **VI Congresso Brasileiro de Gestão Ambiental**. Porto Alegre. 2015.

SEDDON, N.; CHAUSSON, A.; BERRY, P.; GIRARDIN, C. A.; SMITH, A.; TURNER, B. Understanding the value and limits of nature-based solutions to climate change and other global challenges. **Philosophical Transactions of the Royal Society B**, v. 375, n. 1794, p. 20190120, 2020.

SEMENZA, Jan C.; SUK, Jonathan E. Vector-borne diseases and climate change: a European perspective. **FEMS microbiology letters**, v.365, n.2, p.fnx244, 2018.

SHARMA, S. The political economy of climate change governance in the Himalayan region of Asia: a case study of Nepal. **Procedia Social and Behavioral Sciences**, v.14, p.129-140, 2011.

SIKOR, T. et al. Toward an empirical analysis of justice in ecosystem governance. **Conservation Letters**, v. 7, n. 6, p. 524-532, 2014.

SIMIÃO, A.R. et al. A major chikungunya epidemic with high mortality in northeastern Brazil. **Revista da Sociedade Brasileira de Medicina Tropical**, Uberaba, v. 52, e20190266, 2019

TEIXEIRA DE BARROS, A. Ambientalistas acidentais: a adesão dos partidos políticos brasileiros ao liberalismo verde. **Colombia Internacional**, n. 94, p. 111-141, 2018.

TERMEER, C.J.A.M.; DEWULF, A.; BIESBROEK, G.R. Transformational change: governance interventions for climate change adaptation from a continuous change perspective. **Journal of Environmental Planning and Management**, v. 60, n. 4, p. 558-576, 2017.

TIGNOR, R. et al. **Worlds Together, Worlds Apart - A History of the World - From 1000 CE to the Present**. W. W. Norton & Company; 4a ed, 2013.

TOMASELLO, D.; SCHLAGENHAUF, P. Chikungunya and dengue autochthonous cases in Europe, 2007–2012. **Travel Medicine and Infectious Disease**, v.11, n.5, p.274-84, 2013.

TREVISAN, A.P.; VAN BELLEN, H.M. Avaliação de políticas públicas: uma revisão teórica de um campo em construção. **Rev. Adm. Pública**, Rio de Janeiro, v. 42, n. 3, p. 529-550, June 2008.

VALLE, D.; PIMENTA, D. N.; AGUIAR, R. Zika, dengue e chikungunya: desafios e questões. **Epidemiologia e Serviços de Saúde**, v.25, p.419-422, 2016.

VEGA-RÚA, A. et al. Chikungunya virus transmission potential by local Aedes mosquitoes in the Americas and Europe. **PLoS Neglected Tropical Diseases**, v.9, n.5, p.e0003780, 2015.

VIANA, D.V.; IGNOTTI, E. A ocorrência da dengue e variações meteorológicas no Brasil: revisão sistemática. **Revista Brasileira de Epidemiologia**, v. 16, p. 240-256, 2013.

WATTS N. et al. The 2019 report of The Lancet Countdown on health and climate change: ensuring that the health of a child born today is not defined by a changing climate. **The Lancet**, v.394, n.10211, p.1836-1878, 2019.

WIKAN, N.; SMITH, D. R. Zika virus: history of a newly emerging arbovirus. **The Lancet Infectious Diseases**, v.16, n.7, p.e119-e126, 2016.

WIKIZERO. **Intergovernmental Panel on Climate Change**. Geneva, 2020. Disponível em: <<https://www.wikizero.com/en/IPCC>>. Acesso em 22 Jun 2020.

WHO. **A global brief on vector-borne diseases**. World Health Organization. 2014. WHO: Geneva, WHO/DCO/WHO/2014.1. Disponível em: <https://www.who.int/campaigns/world-health-day/2014/global-brief/en/>. Acesso em: 18 de novembro de 2020.

\_\_\_\_\_. Promoting health in the SDGs. **Report on the 9th Global conference for health promotion**, Shanghai, China, 21–24 November 2016: all for health, health for all. Geneva: World Health Organization; 2017 (WHO/NMH/PND/17.5).

\_\_\_\_\_. World Health Organization. **Vector-borne diseases**, 2020. Disponível em: <https://www.who.int/news-room/fact-sheets/detail/vector-borne-diseases>. Acesso em: 16 de Agosto de 2021.

WU, X. et al. Impact of climate change on human infectious diseases: Empirical evidence and human adaptation. **Environment International**, v.86, p.14-23, 2016.

YIN, L.; FU, R.; SHEVLIKOVA, E.; DICKINSON, R.E. How well can CMIP5 simulate precipitation and its controlling processes over tropical South America? **Climate Dynamics**, v. 41, p. 3127–3143, 2013.

# CAPÍTULO 2

## APLICAÇÃO DA MATRIZ DE LEOPOLD NA AVALIAÇÃO DOS IMPACTOS AMBIENTAIS – ESTUDO DE CASO NO MUNICÍPIO DO CABO DE SANTO AGOSTINHO/PE

Data de aceite: 04/07/2022

**Eduardo Antonio Maia Lins**

Instituto Federal de Pernambuco – IFPE /  
Universidade Católica de Pernambuco

**Adriana da Silva Baltar Maia Lins**

**Daniele de Castro Pessoa de Melo**

**Diogo Henrique Fernandes da Paz**

**Sérgio Carvalho de Paiva**

**Adriane Mendes Vieira Mota**

**Luiz Vital Fernandes Cruz da Cunha**

**Luiz Oliveira da Costa Filho**

**Fábio José de Araújo Pedrosa**

**Fábio Correia de Oliveira**

**Rosana Gondim de Oliveira**

**Fabio Machado Cavalcanti**

**Maria Clara Pestana Calsa**

**Fernando Arthur Nogueira Silva**

**RESUMO:** Os empreendimentos petrolíferos se estabelecem e desenvolvem à custa de consumo de recursos naturais, produção de resíduos líquidos, sólidos e aéreos, impactos na diversidade de espécies, uso de água e de solo. Assim, afetam profundamente as características originais dos ecossistemas,

que, por sua vez, levam a alterações nas inter-relações sociedade/natureza, sobretudo na saúde ambiental. Os prejuízos causados pelo derramamento do petróleo na Região Nordeste do Brasil são incalculáveis e ainda não foram bem dimensionados pelos governantes. A saúde da população próxima ao litoral nordestino, deverá ser analisado de forma cuidadosa perante uma avaliação dos riscos baseada em uma cadeia trófica e alimentar. Este trabalho tem por objetivo apresentar uma análise de impactos ambientais baseado na matriz de Leopold quanto ao derramamento de petróleo que atingiu o município do Cabo de Santo Agostinho, no estado de Pernambuco, Brasil. O estudo iniciou-se com revisão bibliográfica e legislação pertinente sobre o tema, que deu suporte ao desenvolvimento do estudo. Os subsídios utilizados para análise da situação da área foram coletados através de informações obtidas na imprensa, além de visitas técnicas a campo com registros fotográficos. De um modo geral, a matriz de Leopold vem a comprovar aspectos e impactos analisados *in loco*: a fauna e a flora sofreram impactos que levarão anos ou décadas para serem recuperados, caso a limpeza e conservação seja realizada parcialmente. Dentre as soluções para o óleo cru que atingiu as praias, depois de receberem tratamento adequado, podem ser utilizados como combustível e/ou matéria-prima alternativa nos fornos de cimento das indústrias. Se viabilizado o uso, este material será totalmente destruído, evitando novos impactos ambientais causados por um eventual descarte incorreto. O uso dos resíduos sólidos contaminados com óleo na produção do cimento se dá por meio da

tecnologia do coprocessamento, utilizada para substituir os combustíveis fósseis – como coque de petróleo e carvão mineral – na geração de energia térmica para a fabricação de cimento.

**PALAVRAS-CHAVE:** Causas, Consequências, Óleo, Praias, Brasil.

**ABSTRACT:** Petroleum enterprises are established and developed at the expense of consumption of natural resources, production of liquid, solid and aerial waste, impacts on the diversity of species, use of water and soil. Thus, they profoundly affect the original characteristics of ecosystems, which, in turn, lead to changes in society / nature interrelations, especially in environmental health. The losses caused by the oil spill in the Northeast region of Brazil are incalculable and have not yet been well dimensioned by the government. The health of the population close to the northeastern coast, must be carefully analyzed before an assessment of risks based on a food and trophic chain. This work aims to present an analysis of environmental impacts based on the Leopold matrix regarding the oil spill that hit the municipality of Cabo de Santo Agostinho, in the state of Pernambuco, Brazil. The study started with a literature review and pertinent legislation on the topic, which supported the development of the study. The subsidies used to analyze the situation in the area were collected through information obtained in the press, in addition to technical field visits with photographic records. In general, the Leopold matrix comes to prove aspects and impacts analyzed in loco: the fauna and flora suffered impacts that will take years or decades to be recovered, in case the cleaning and conservation is carried out partially. Among the solutions for the crude oil that hit the beaches, after receiving adequate treatment, they can be used as fuel and / or alternative raw material in the cement kilns of the industries. If the use is made possible, this material will be totally destroyed, avoiding new environmental impacts caused by an eventual incorrect disposal. The use of solid residues contaminated with oil in the production of cement occurs through the technology of coprocessing, used to replace fossil fuels - such as petroleum coke and mineral coal - in the generation of thermal energy for the manufacture of cement..

**KEYWORDS:** Causes, Consequences, Oil, Beaches, Brazil.

## INTRODUÇÃO

O termo petróleo tem origem no latim (petro: pedra + oleum: óleo) e se refere a um hidrocarboneto produto da ação da natureza. Sua formação remete a milhões de anos através da decomposição do material orgânico depositado no fundo de antigos mares e lagos (BEZERRA, 2013). Sua composição química é resultado de uma complexa combinação de hidrocarbonetos (como benzeno, tolueno e xileno), carbono, nitrogênio e outras substâncias.

Historicamente, o aumento da demanda mundial por petróleo vem sendo resultado do próprio crescimento econômico das nações, onde a energia representa um insumo indispensável para produção de bens de consumo, onde os seus derivados são a matéria-prima para a manufatura de inúmeros bens de consumo e deste modo têm um papel cada dia mais presente e relevante na vida das pessoas (MARIANO, 2001). Porém, para ser

utilizado nas diversas áreas da indústria o petróleo deve passar por um processo de refino, transformando-o em produtos utilizados nas mais diversas aplicações como: combustíveis, lubrificantes, plásticos, fertilizantes, medicamentos, tintas, tecidos, etc. Os empreendimentos petrolíferos se estabelecem e desenvolvem à custa de consumo de recursos naturais, produção de resíduos líquidos, sólidos e aéreos, impactos na diversidade de espécies, uso de água e de solo. Assim, afetam profundamente as características originais dos ecossistemas, que, por sua vez, levam a alterações nas inter-relações sociedade/natureza, sobretudo na saúde ambiental (RIBEIRO, 2012). Os prejuízos causados pelo derramamento do petróleo na Região Nordeste do Brasil são incalculáveis e ainda não foram bem dimensionados pelos governantes. A saúde da população próxima ao litoral nordestino, deverá ser analisado de forma cuidadosa perante uma avaliação dos riscos baseada em uma cadeia trófica e alimentar.

A fim de analisar a dimensão dos impactos causados, instrumentos da Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) podem ser usados considerando que se trata de um processo sistemático para identificar, prever, avaliar e mitigar os efeitos relevantes de ordem biofísica, social ou outra de projetos ou atividades. Conforme Resolução CONAMA 01/86, impacto ambiental é definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que direta ou indiretamente.

## **OBJETIVO**

Este trabalho tem por objetivo apresentar uma análise de impactos ambientais baseado na matriz de Leopold quanto ao derramamento de petróleo que atingiu o município do Cabo de Santo Agostinho, no estado de Pernambuco, Brasil.

## **METODOLOGIA**

### **Local de Estudo**

O município do Cabo de Santo Agostinho se estende por 446,6 km<sup>2</sup> e contava com 185123 habitantes no último censo. A densidade demográfica é de 414,5 habitantes por km<sup>2</sup> no território do município. Vizinho dos municípios de Jaboatão dos Guararapes, Ipojuca e Moreno, Cabo de Santo Agostinho se situa a 20 km a Sul-Oeste de Jaboatão dos Guararapes, situado a 6 metros de altitude, de Cabo de Santo Agostinho tem as seguintes coordenadas geográficas: Latitude: 8° 17' 15" Sul, Longitude: 35° 2' 7" Oeste. A maior concentração do petróleo derramado atingiu com sua maior concentração as praias da cidade do Cabo de Santo Agostinho, sendo este o município escolhido para o estudo.

## Coleta e Análise dos Dados

O estudo iniciou-se com revisão bibliográfica e legislação pertinente sobre o tema, que deu suporte ao desenvolvimento do estudo. Os subsídios utilizados para análise da situação da área foram coletados através de informações obtidas na imprensa, além de visitas técnicas a campo com registros fotográficos.

Para uma análise mais detalhada e representação visual dos dados obtidos, utilizou-se o programa Microsoft Office Excel na criação dos gráficos e tabulação dos dados. Pela complexidade que envolve o diagnóstico dos impactos ambientais, foi preciso ter uma visão holística na análise dos dados, sendo aplicada a Matriz de Leopold, a fim de identificar e analisar os impactos negativos gerados e suas consequências para o meio ambiente. A matriz foi utilizada para orientar na avaliação do estado do meio ambiente e o que pode ser feito para mitigar ou evitar os problemas atuais e futuros. A classificação do impacto ambiental foi definida através da relação entre grau de importância versus severidade, fornecendo a categoria final. Os fatores ambientais avaliados referem-se ao solo, à água e seres vivos. Uma adaptação foi realizada quanto a pontuação do grau de importância, sendo considerado pontos que variam de 1 a 5, onde o número 1 corresponde a condição de menor importância e o número 5 corresponde aos valores máximos desses atributos.

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

### Investigação In Loco e Análises Parciais

Na tragédia ocorrida no município, sabe-se que inúmeros são os recursos afetados, porém sem uma análise de impactos analisada de forma criteriosa. Por sua vez notou-se que pescadores, população local, consumidores de pescados e mariscos, e os voluntários na retirada dos resíduos são os principais atingidos pelo derramamento de Petróleo na região, sendo considerado um impacto de alta magnitude (Figura 1). Ressalta-se ainda que os responsáveis pela retirada desses resíduos, manualmente e sem orientações ou proteção adequada, poderão estar sofrendo um risco ou impacto ainda maior. Se antes pescadores viviam em jornadas de até noventa horas por semana envolvidos na extração e beneficiamento dos mariscos e pescados, hoje, mesmo sem equipamento de proteção individual, nem acesso a exames periódicos, têm vulnerabilidade agravada com o derramamento do petróleo. Perigos ocupacionais e ambientais que foram potencializados pelo descaso governamental e exclusão desses sujeitos dos processos decisórios.

Considerando, que condições de vida, perfil de morbimortalidade dos indivíduos, vulnerabilidade de grupos sociais e degradação ambiental resultam de inter-relações produção, ambiente e saúde, orientadoras do modo de produção e consumo, esses são referências para delineamento de intervenções eficazes na garantia de vida e saúde da população e do ambiente (AUGUSTO *et al* 2009; DIAS *et al.* 2009; DIDERICHSEN *et al.*



2019). Estudos mostram aumento de vulnerabilidades, conflitos e injustiças ambientais em virtude de tragédias como o derramamento do petróleo, trazendo perigos ambientais, bem como para saúde dos trabalhadores e população introduzidas nos territórios e negativo impacto sobre populações tradicionais do campo e das águas (SILVA *et al.* 2015; NETO *et al.* 2017; RIGOTTO *et al.* 2018; SANTOS *et al.* 2019). A avaliação de impacto na saúde ou Health Impact Assessment (HIA) vem sendo preconizada e recomendada pela Organização Mundial da Saúde (OMS) e seu ramo, a organização Pan-americana da Saúde (Opas), que publicaram manual de orientação para sua elaboração. Segundo esse manual, “avaliação de impacto na saúde é uma análise sistemática de possíveis impactos na saúde pública de políticas e programas, de modo a otimizar os interesses da saúde” (WEITZENFELD, 1996).



Figura 1: Pescadores, população local, consumidores de pescados e mariscos, e os voluntários na retirada dos resíduos.

Fonte: Autores do Trabalho.

Os impactos sócio e econômicos do derramamento de petróleo no mar, associados aos prejuízos financeiros diretos e indiretos (como a redução das atividades pesqueira, turísticas e industriais dependentes da qualidade da água marinha), além dos riscos para saúde pública, como intoxicações por ingestão de alimentos contaminados, ou problemas dermatológicos e irritações, causados pelo contato direto com o óleo (AUGUSTO *et al.* 2009), conforme observado nas Figura 2 e 3. Mariscos e ostras requerem atenção ainda mais especial. Eles filtram a água do mar para se alimentar e, portanto, acumulam mais

resíduos de petróleo do que os peixes.

Pessoas que vivem em áreas afetadas por derramamento de petróleo apresentam ainda, maior suscetibilidade à contaminação a substâncias químicas de toxicologia amplamente comprovada (KIM *et al.* 2013), podendo sofrer com efeitos agudos ou crônicos, carcinogênicos, mutagênicos e de desordem sistêmicas.



Figura 2: Hotéis com vista para o mar poluído e ausência de turistas.

Fonte: Autores do Trabalho.



Figura 3: Belas praias poluídas.

Fonte: Autores do Trabalho.

Os impactos negativos tendem a ser comuns em pessoas que trabalham, tem família ou tem lazer em áreas afetadas por óleo derramado (Figura 4). Alguns residentes referem sentimentos depressivos e ansiosos e sofrimento de estresse pós-traumático. Outros podem apresentar níveis de depressão, doenças mentais e estresse principalmente até dois anos depois do desastre. Impactos de depressão e ansiedade também podem ser observados em moradores de áreas livres do óleo mas que se preocupam com o meio ambiente, com a saúde humana e com a segurança dos alimentos marítimos.

Já as pessoas que tinham sua fonte de renda nas indústrias de óleo e as perderem tendem a sofrer mais impactos que as demais, podendo apresentar mais ansiedade ou depressão, aumentando o consumo de álcool, além de possíveis pensamentos suicidas. Não apenas os adultos podem sofrer impactos na saúde mental. Filhos de pais que perderam a renda tem 1,5 mais chances de desenvolver problemas mentais. Porém esses problemas não são somente decorrentes do derramamento de óleo, mas estas famílias já haviam enfrentado problemas antes e não tiveram suporte de políticas de enfrentamento.



Figura 4: Peixes mortos pelo petróleo e o desespero do pescador.

Fonte: Raul Spinassé/Folhapress.

De acordo com Euzébio *et al.* (2019), no derramamento de petróleo no golfo, as pessoas ligadas à pesca tiveram níveis de estresse mais altos que outras com fonte de renda diversa, havendo migração para trabalhar em outras localidades, no período em que a pesca foi proibida, no entanto, em áreas mais fortemente afetadas pelo óleo a pesca não foi liberada por causa da contaminação. Um ano depois residentes dos municípios com pessoas ligadas a pesca estavam mais estressados e preocupados com a economia no



futuro do que aqueles ligados ao turismo, por exemplo.

## O Uso da Matriz de Leopold

A fim de analisar possíveis dimensões dos impactos causados, instrumentos da Avaliação de Impactos Ambientais (AIA) podem ser usados considerando que se trata de um processo sistemático para identificar, prever, avaliar e mitigar os efeitos relevantes de ordem biofísica, social entre outras. Conforme Resolução CONAMA 01/86, impacto ambiental é definido como qualquer alteração das propriedades físicas, químicas e biológicas do meio ambiente causada por qualquer forma de matéria ou energia resultante das atividades humanas que direta ou indiretamente.

Tendo a matriz de Leopold como uma das ferramentas escolhidas, de acordo com a Figura 5, observa-se uma análise dos impactos ambientais. Conforme é possível verificar, ao todo, foram evidenciadas de forma resumida 18 elementos e 6 ações. A matriz do presente estudo foi composta pelo cruzamento de 18 componentes ambientais (colunas) e 6 ações potencialmente impactantes, resultando em um total de 108 quadrículas.

De forma resumida foi obtido um total de 6 impactos ambientais relacionados ao derramamento de petróleo. Observa-se que o maior grau de severidade de impacto negativo está associado ao derramamento de petróleo, seguido do ser humano como agentes transformadores. Quanto ao aspecto de modificações ou alterações no meio ambiente, sugere-se que a flora tenha sofrido maiores impactos, considerando os corais pertencentes a esta modalidade neste estudo. De acordo com Leão *et al.* (2016) um recife de coral é uma estrutura rochosa, rígida, que resiste à ação mecânica das ondas e das correntes marinhas e é construída por organismos marinhos (animais e vegetais) portadores de esqueleto calcário. As operações necessárias, como limpeza e conservação pós derramamento, torna-se essencial para o resgate da paisagem impactada, o que trará resultados positivos sob o aspecto econômico, cultural e ambiental.

De um modo geral, a matriz de Leopold vem a comprovar aspectos e impactos analisados *in loco*: a fauna e a flora sofreram impactos que levarão anos ou décadas para serem recuperados, caso a limpeza e conservação seja realizada parcialmente. Dentre as soluções para o óleo cru que atingiu as praias, depois de receberem tratamento adequado, podem ser utilizados como combustível e/ou matéria-prima alternativa nos fornos de cimento das indústrias. Se viabilizado o uso, este material será totalmente destruído, evitando novos impactos ambientais causados por um eventual descarte incorreto. O uso dos resíduos sólidos contaminados com óleo na produção do cimento se dá por meio da tecnologia do coprocessamento, utilizada para substituir os combustíveis fósseis – como coque de petróleo e carvão mineral – na geração de energia térmica para a fabricação de cimento.

Na matriz de Leopold, observada na Figura 5, a limpeza e conservação associada ao reaproveitamento do óleo trará inúmeros benefícios ambientais, bem como geração

de renda e emprego para a população local (mesmo que temporariamente), desde que utilizem adequadamente os equipamentos de proteção ambiental (EPAs).

		Elementos da natureza																		
		Características Físico-Químicas						Condições Biológicas				Fatores Culturais			Relações Ecológicas					
		Terra		Água		Atmosfera		Flora		Fauna		Interesses	Cultura		Cadeia alimentar	Troca Gasosa				
		Propriedades Físicas	Propriedades Químicas	Qualidade da água superficial	Temperatura	Qualidade das águas profundas	Gases	Gases Tóxicos	Mangues	Corais	Pássaros	Animais Marinhos	Padrão da Paisagem	Turismo	Saúde e Meio Ambiente	Trabalho	Geração Futura			
Ações	Modificações	Flora	-4	-4	-5	-5	-5	-4	-4	-4	-5	-2	-3	-5	-5	-5	-5	-2	-4	-5
		Fauna	-4	-4	-5	-3	-2	-2	-2	-4	-4	-2	-5	-5	-5	-1	-5	-2	-5	-5
	Agentes Transformadores	Clima	-5	-5	-4	-5	-2	-5	-5	-4	-4	-3	-3	-4	-5	-3	-2	0	-2	-5
		Petróleo	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5	-5
		Ser Humano	-5	-5	-5	-3	-5	-1	-5	-4	-4	-4	-4	-5	-5	-5	-1	-3	-5	-5
	Operação Necessária	Limpeza e Conservação	2	2	2	2	3	3	5	1	1	4	1	5	5	-2	5	3	3	1

Figura 5: Matriz de Leopold para praias poluídas na cidade do cabo.

Fonte: Autores.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

Os impactos negativos tendem a ser comuns em pessoas que trabalham ou tem alguma atividade ligada a área afetada pelo óleo derramado, sendo os mais prováveis: sentimentos depressivos, de ansiedade e estresse pós-traumático.

Os níveis de depressão, doenças mentais e estresse principalmente até dois anos depois do desastre poderão ser observados na população local, principalmente os que se preocupam com o meio ambiente, com a saúde humana e com a segurança dos alimentos marítimos.

A metodologia adotada propiciou a identificação e a avaliação dos aspectos e impactos ambientais locais, apontando como os mais significativos o derramamento/vazamento de óleo/produto químico no mar, caracterizados quanto à severidade das consequências diretas e indiretas que podem acarretar ao meio ambiente.

Dentre as sugestões de redução aos referidos impactos ambientais, sugere-se:

reaproveitamento da borra de óleo, propondo minimizar o resíduo perigoso e o consumo de recurso natural, além de orientar a população quanto a possíveis planos emergenciais em caso de nova ocorrência.

A matriz aplicada ordenou de forma objetiva os principais impactos ambientais que foram causados pelo derramamento de petróleo nas praias da Cidade do Cabo de Santo Agostinho. É uma ferramenta que norteia as atividades mais impactantes, permitindo aos gestores uma visão ampla dos aspectos e impactos gerados.

## REFERÊNCIAS

1. AUGUSTO, L. G. S. **Exposição ao benzeno em misturas aromáticas: uma história modelo**. In: Augusto, L. G. S. (Org.). Saúde do trabalhador e sustentabilidade do desenvolvimento humano local. 1. ed. Recife: Editora Universitária da UFPE, 2009, p. 25-46.
2. BRONZO, C. **Vulnerabilidade, empoderamento e metodologias centradas na família: conexões e uma experiência para reflexão**. In: Sposati A, organizador. Concepção e gestão da proteção social não contributiva no Brasil. Brasília: Ministério do Desenvolvimento Social e Combate à Fome/Organização das Nações Unidas para a Educação, a Ciência e a Cultura; 2009. p. 171-201.
3. DIAS, E. C. **As Relações Produção/Consumo, Saúde e Ambiente na Atenção Primária à Saúde do SUS**. In: GT SAÚDE E AMBIENTE DA ABRASCO (Coord.) Caderno de Texto: 1ª Conferência Nacional de Saúde Ambiental. Rio de Janeiro: ABRASCO, 2009, p. 109-115.
4. DIDERICHSEN, F.; HALLQVIST, J.; WHITEHEAD, M. Differential vulnerability and susceptibility: how to make use of recent development in our understanding of mediation and interaction to tackle health inequalities. **International Journal of Epidemiology**, v. 48, n. 1, p. 268–274, 2019.
5. EUZEBIO, C.S.; RANGEL, G.S.; MARQUES, R.C. Derramamento de Petróleo e Seus Impactos no Meio Ambiente e na Saúde Humana. **RBCIAMB**, n.52, 2019 p. 79-98 2019.
6. KIM, Y.M.; PARK, J.H.; CHOI, K.; NOH, S.R.; CHOI, Y.H.; CHEONG, H.K. Burden of disease attributable to the Hebei Spirit oil spill in Taean, Korea. **BMJ Open**, v. 3, n. 9, p. 1-8, 2013.
7. LEAO, Zelinda M. A. N. et al. Brazilian coral reefs in a period of global change: A synthesis. **Braz. j. oceanogr.**, São Paulo , v. 64, n. spe2, p. 97-116, 2016 .
8. NETO, A. J. R.; SANTOS, M. O. S. DOS; MELO, P. DE S.; et al. **Situações de Conflito e Construção de Sentidos nas Redes Sociais**. Recife-PE, 2017.
9. NEVES, MP. Sentidos da vulnerabilidade: característica, condição, princípio. **Revista Brasileira de Bioética** 2006; 2:15772.
10. RIGOTTO, R. M.; AGUIAR, A. C. P.; RIBEIRO, L. A. D. **Tramas para a Justiça Ambiental: diálogo de saberes e práxis emancipatórias**. Fortaleza: Edições UFC, 2018.
11. SANTOS, M. O. S.; GURGEL, A. M.; GURGEL, I. G. D. **Conflitos e injustiças na instalação de refinarias: os caminhos sinuosos de Suape**, Pernambuco. Ed. Universitária da UFPE. Recife, 2019.

12. WEITZENFELD, H. "Manual Básico sobre Evaluación del Impacto en el Ambiente y la Salud", in Centro Panamericano de Ecología Humana y Salud. 2ª edición. México, Organización Panamericana de La Salud e Organización Mundial de La Salud, 1996.



# CAPÍTULO 3

## MANGUEZAIS DO PARANÁ: ZONA ÚMIDA COSTEIRA E SEUS ATRIBUTOS

Data de aceite: 04/07/2022

### **Léo Cordeiro de Mello da Fonseca**

Universidade Estadual Paulista, Câmpus do Litoral Paulista  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros

### **Giovana Cioffi**

Universidade Estadual Paulista, Câmpus do Litoral Paulista  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros

### **Kainã Rocha Cabrera Fagundes**

Universidade Estadual Paulista, Câmpus do Litoral Paulista  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros

### **Murilo Rainha Pratezi**

Universidade Estadual Paulista, Câmpus do Litoral Paulista  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros

### **Pryscilla Resaffe Camargo**

Universidade Estadual Paulista, Câmpus do Litoral Paulista  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros

### **Marília Cunha-Lignon**

Universidade Estadual Paulista, Câmpus do Litoral Paulista  
Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros

**RESUMO:** No Paraná, os manguezais estão distribuídos ao longo do Complexo Estuarino de Paranaguá e Baía de Guaratuba, totalizando 31.199,1 ha. O ecossistema manguezal compõe a paisagem litorânea juntamente com áreas de floresta ombrófila densa e de restinga. As espécies vegetais típicas de mangue encontradas são o mangue-vermelho (*Rhizophora mangle*), o mangue-branco (*Laguncularia racemosa*) e o mangue-preto (*Avicennia schaueriana*). Há uma grande riqueza de espécies da fauna associada aos manguezais nessa região, como os moluscos e crustáceos que são fonte de renda e alimento para diversas comunidades humanas tradicionais e locais. Entre os serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais do Paraná, destacam-se a pesca (serviços de provisão); estabilização do clima e proteção contra eventos extremos (serviços regulatórios); e festas tradicionais (serviços culturais). Apesar de sua importância, os manguezais do Paraná têm sofrido diversos impactos antrópicos, tais como desmatamento para expansão urbana e industrial, sobrepesca e presença de espécies exóticas invasoras. A zona costeira paranaense possui diversas Unidades de Conservação federais e estaduais; dentre elas destacam-se a ESEC de Guaraqueçaba e APA de Guaratuba por serem classificadas como sítios Ramsar, devido sua importância internacional. A presença de espécies da fauna ameaçadas e a dependência das comunidades humanas locais são fatores importantes e que reforçam a necessidade da continuação da aplicação e a criação de novas medidas de conservação para os manguezais do Paraná.

**PALAVRAS-CHAVE:** Mangue, Conservação, Gestão sustentável, Convenção das Zonas Úmidas, Ramsar.

## PARANÁ MANGROVES: COASTAL WETLAND AND ITS ATTRIBUTES

**ABSTRACT:** In Paraná, mangroves are distributed along the Estuarine Complex of Paranaguá and Baía de Guaratuba, totaling 31,199.1 ha. The mangrove ecosystem makes up the coastal landscape in conjunction with rainforest areas and *restingas* in sandbanks. The typical mangrove plant species found in this location are the red mangrove (*Rhizophora mangle*), the white mangrove (*Laguncularia racemosa*), and the black mangrove (*Avicennia schaueriana*). There is a great wealth of fauna species associated with the mangroves on this stretch of coast, such as the molluscs and crustaceans which are an essential source of income and food for many traditional and local human communities. Among the ecosystem services provided by the mangroves of Paraná there are fishing (provision services); climate stabilization and protection against extreme events (regulatory services); and traditional festivals (cultural services). Despite its importance, the mangroves of Paraná have faced several anthropic impacts, such as deforestation, overfishing, and the presence of invasive alien species. The coastal zone of Paraná holds several national and regional Protected Areas (PAs). Among them is highlighted the Environmental Protection Area of Guaratuba and Ecological Station of Guaraqueçaba, considering these PAs are classified as Ramsar sites by their relevance to the world. The occurrence of fauna endangered species and the dependence of human local communities reinforce the need to continue the application and creation of new conservation measures for the mangroves of Paraná.

**KEYWORDS:** Mangrove, Conservation, Sustainable management, Wetlands Convention, Ramsar.

## 1 | INTRODUÇÃO

O litoral do Paraná está inserido nas Reservas da Mata Atlântica do Sudeste (RMAS), que abrangem os estados do Paraná e São Paulo. As características que definem as RMAS são as cadeias de montanhas costeiras da Serra do Mar e todas as fisionomias cobertas pela floresta tropical da Mata Atlântica. A região compreende mais de 4.700 km<sup>2</sup> de área e 25 Unidades de Conservação (UCs) federais e estaduais gerenciadas pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) a nível federal, e pelo Instituto Ambiental do Paraná (IAPAR) e Fundação para a Conservação e Produção Florestal do Estado de São Paulo a nível estadual.

Localizadas próximas às capitais Curitiba (Paraná) e São Paulo (São Paulo), o território abriga povos indígenas e demais populações tradicionais, como quilombolas (comunidades formadas por descendentes de negros africanos) e caiçaras (comunidades litorâneas formadas a partir da miscigenação entre indígenas, brancos europeus e negros africanos).

## 1.1 Zonas úmidas e manguezais

As zonas úmidas, definidas como “áreas de pântano, charco, turfa ou água natural ou artificial, permanente ou temporária, doce, salobra ou salgada, incluindo as áreas de água marítima com menos de seis metros de profundidade na maré baixa”, são ecossistemas produtivos distribuídos por quase todo planeta e essenciais para a manutenção da vida. Devido sua importância, especialmente para aves aquáticas que utilizam estes ambientes como habitat, a Convenção Internacional das Zonas Úmidas, também conhecida como Convenção de Ramsar, realizada em 1971, no Irã, teve como um de seus objetivos principais o uso racional das zonas úmidas (RAMSAR, 1994).

De acordo com a Classificação das Áreas Úmidas Brasileiras, proposta por Da Cunha *et al.* (2014), os manguezais são pertencentes à classe I (zonas úmidas florestais intertidais; incluindo mangues, veredas alagadas de palmeiras e florestas de maré de água doce).

O Brasil é signatário da Convenção de Ramsar desde setembro de 1993, quando designou cinco sítios Ramsar, totalizando 4.536.623 ha. Atualmente, o país conta com 27 sítios Ramsar, perfazendo área de 26.794.455 ha, sendo que 18 estão localizados em áreas costeiras e marinhas (RAMSAR, 2022). O país possui sete sítios Ramsar que abrigam áreas de manguezal. O Paraná possui dois destes, a Estação Ecológica de Guaraqueçaba e a Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaratuba (Figura 1), designados em 2017, e com área de 42.699 ha de manguezais (RAMSAR, 2022).

Os dois sítios Ramsar do litoral do Paraná apresentam todos os oito critérios para listar uma área úmida como internacionalmente importante sob a Convenção de Ramsar, tais como apoiar espécies vulneráveis, ameaçadas ou criticamente ameaçadas (critério 1) e ser importante fonte de alimento para peixes, área de desova, viveiro e / ou rota de migração dos quais dependem os estoques de peixes (critério 8).

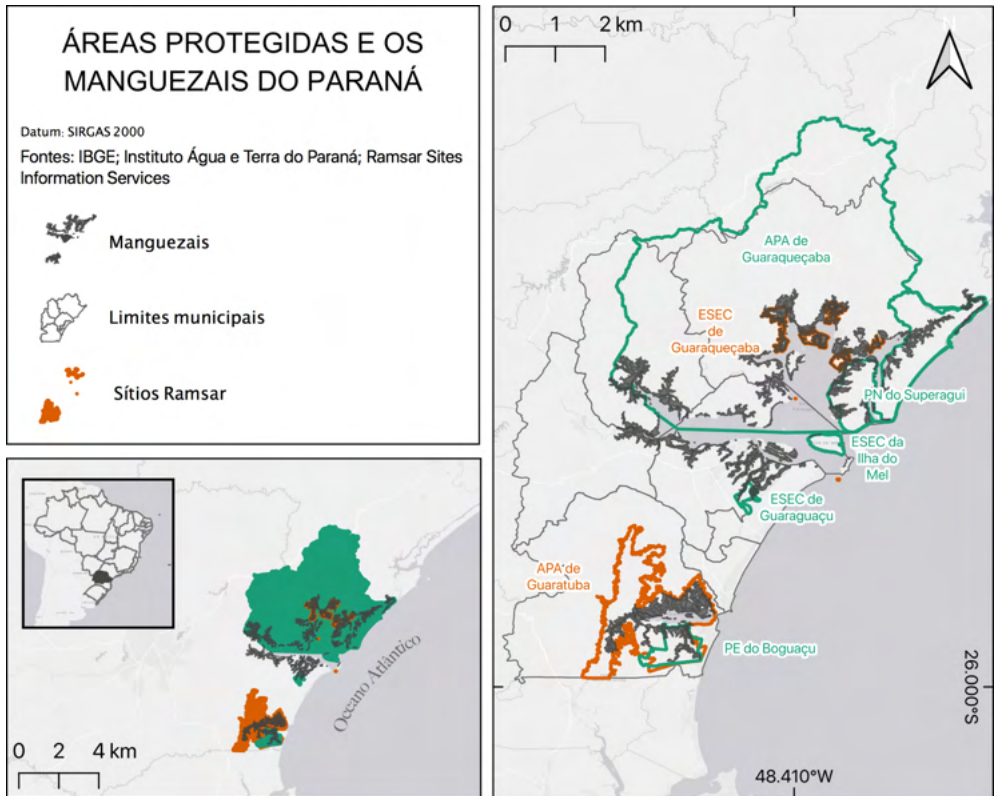


Figura 1. Principais Unidades de Conservação e Sítios Ramsar que incluem áreas de manguezais do litoral do Paraná. Elaboração: Giovana Cioffi e Everton Batista.

## 2 | A COSTA PARANAENSE E SEUS MANGUEZAIS

O Estado do Paraná está localizado entre latitudes 25°00'S a 25°50'S e longitudes 48°50'W a 48°10'W e possui uma área total de 199.298,98 km<sup>2</sup> (IBGE, 2022), dos quais 551,8 km<sup>2</sup> representam superfície líquida e 286,6 km<sup>2</sup>, terras úmidas (NOERNBERG *et al.*, 2004). A zona costeira está sob a influência do clima tropical superúmido, não havendo estação seca e praticamente isento de geadas (IAPAR, 2021).

A região apresenta temperatura média anual de 22°C, a temperatura média do ar apresenta valores de 30,4°C (máxima em fevereiro) e 13,2°C (mínima em julho) (IAPAR, 2021). A precipitação média anual varia de 2000 mm a 3500 mm (SALTON *et al.*, 2016; IAPAR, 2021). Os trimestres mais chuvosos correspondem aos meses de janeiro, fevereiro e março (398,1 mm, 348,7 mm e 301,2 mm, respectivamente), enquanto os menos chuvosos são junho, julho e agosto (109,5 mm, 123,7 mm e 83,2 mm, respectivamente). O estado apresenta altos valores de umidade relativa do ar (média anual de 85,8%) e a evaporação média é de 513 mm/ano (IAPAR, 2021).

Os manguezais do Paraná estão localizados nas baías de Paranaguá e Guaratuba,

as quais se estendem até o limite montanhoso do complexo cristalino, constituído pela Serra do Mar e suas ramificações. O Complexo Estuarino de Paranaguá (CEP) possui 46 km de comprimento e 10 km de largura e está conectado com o mar aberto por três canais lagunares (MMA, 2018). A Baía de Guaratuba possui 15 km de comprimento e 5 km de largura e comunica-se com o mar por um único canal lagunar (BIGARELLA, 1946).

A contribuição média anual de água doce é de 150 m<sup>3</sup>/s na Baía de Paranaguá e 80 m<sup>3</sup>/s na Baía de Guaratuba (NOERNBERG *et al.*, 2004; HERINGER, 2019). Na Baía de Paranaguá, são drenadas as bacias dos rios Serra Negra, Nhundiaquara, Cachoeira e Guaraguaçu e, para a Baía de Guaratuba, drenam as bacias dos rios São João e Cubatão (SEMA, 2013; HERINGER, 2019).

Ambas as regiões apresentam formações de florestas de mangue, sendo a maior cobertura vegetal dentro dos 295 km<sup>2</sup> de área úmida pertencente ao CEP (MARONE *et al.*, 2004; NOERNBERG *et al.*, 2006). Juntos, os estuários do Paraná detêm 31.199,1 ha de manguezais (MMA, 2018).

Há três espécies de mangue no litoral do Paraná, que representam todos os gêneros de árvores de mangue presentes no Brasil: *Rhizophora mangle*, *Laguncularia racemosa* e *Avicennia schaueriana* (SCHAEFFER-NOVELLI *et al.*, 1990). Associadas a essas espécies, outras plantas halófitas compõem os manguezais do Paraná.

### 3 | BIODIVERSIDADE DOS MANGUEZAIS DO PARANÁ

#### 3.1 Vegetação

A fitofisionomia do litoral do Paraná é característica do bioma Mata Atlântica, e o estado possui cerca de 13% de sua área total coberta por remanescentes florestais (SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2020). A zona costeira abriga as maiores parcelas contínuas de vegetação e está associada às formações montanhosas da Serra do Mar (DENARDIN *et al.*, 2008), protegida pelo Mosaico de Unidades de Conservação do Lagamar, que cobre aproximadamente 80% das zonas úmidas de todo o litoral paranaense (Figura 2) (SARUBO; CUNHA-LIGNON, 2021). A cobertura litorânea constitui-se, em sua maioria, por Floresta Ombrófila Densa, mas também por vegetação de manguezal (35 mil ha) e de restinga (100 mil ha) (SPPE; ITGC, 2019; SOS MATA ATLÂNTICA; INPE, 2020).



Figura 2. Manguezais de Guaratuba compoem a paisagem costeira, com o estuário, montanhas e floresta ombrófila densa. Foto: Gabriel Marchi, em 13/11/2021.

Além das espécies vegetais típicas de mangue do Paraná (*R. mangle*, *L. racemosa* e *A. schaueriana*), é possível verificar também a ocorrência de vegetação associada, tais como o algodoeiro-da-praia (*Hibiscus tiliaceus*) e os bancos de marismas formados por *Spartina* sp. e *Salicornia portulacoides* (SCHMIDLIN *et al.*, 2005; SARUBO; CUNHALIGNON, 2021).

Nos limites dos manguezais, há também a ocorrência de aglomerados de espécies, como a samambaia-do-mangue (*Acrostichum aureum*) e marmeleiro-de-praia (*Dalbergia ecastophylla*). Algumas espécies compõem a cobertura vegetal de forma isolada e são indicadoras de transição para florestas de planície, como o araticum-do-brejo (*Annona glabra*), a capororoca (*Myrsine parviflora*) (BONALDI; RODERJAN, 2017).

Macroalgas também estão associadas aos manguezais, ocorrendo nos troncos, folhas e pneumatóforos de suas árvores. As espécies levantadas na região pertencem, em sua maioria, aos filos Chlorophyta e Rhodophyta, sendo Cladophoraceae, Ulvaceae e Rhodomelaceae as principais famílias observadas (FREITAS *et al.*, 2016).

Além dos representantes nativos que compõem a flora dos manguezais do Paraná, também é possível observar espécies exóticas nestas áreas. Invasões por plantas exóticas são ameaças conhecidas e naturais aos ecossistemas (BISWAS *et al.*, 2018), e espécies comuns em áreas de manguezais são o lírio-do-brejo (*Hedychium coronarium*), originário da Ásia, e os capins africanos como o capim-angola (*Brachiaria mutica*) e *Urochloa arrecta* e *U. humidicola* (REINERT *et al.*, 2007; SALES *et al.*, 2021). Estes táxons limitam o crescimento das espécies nativas e formam densas massas monoespecíficas, nas quais o



solo fica completamente infestado por rizomas e raízes e isolam áreas de mangue nativo (REINERT *et al.*, 2007; BISWAS *et al.*, 2018). Estudos indicam, ainda, que a presença da aroeira-vermelha (*Schinus terebinthifolius*) em manguezais pode ter efeito alelopático, inibindo o crescimento de espécies nativas destes ecossistemas (DONNELLY *et al.*, 2008).

## 3.2 Fauna

A fauna dos manguezais, de forma geral, oscila com a maré, sendo constituída por espécies terrestres oportunistas na maré baixa e por espécies marinhas e/ou estuarinas que adentram na maré alta, além dos táxons residentes, os quais permanecem em suas áreas durante toda a vida ou em pelo menos parte dela, como é o caso de espécies de caranguejos, ostras, moluscos, peixes que adentram os manguezais na maré alta e aves (ICMBIO, 2018).

Espécies bastante comuns de invertebrados incluem o caranguejo-maria-mulata (*Goniopsis cruentata*) e a ostra-do-mangue (*Crassostrea rhizophora*), encontrada nos rizomas de *R. mangle* (ICMBIO, 2018). Também é observada considerável riqueza de invertebrados associados à macroalgas epífitas, em sua maioria crustáceos e hexápodes (LOPES, 2011).

A ictiofauna, na área de manguezal, abrange pelo menos 60 espécies de peixes (maioria da classe Actinopterygii), os quais já foram observados na Baía de Guaratuba (CHAVES; CORRÊA, 1998). Os escrivães (*Eucinostomus argenteus* e *E. melanopterus*), o roncador (*Bairdiella ronchus*) e o linguado (*Citharichthys arenaceus*) são muito comuns (CHAVES; CORRÊA, 1998).

No caso dos répteis, a tartaruga-verde (*Chelonia mydas*) se utiliza de recursos alimentares fornecidos pelos manguezais, já tendo sido avaliado o conteúdo estomacal de exemplares encontrados em praias adjacentes ao CEP e constatada a ingestão de *A. schaueriana* por esses animais (GAMA *et al.*, 2016).

Entre as aves, estudos registraram 322 espécies para a APA de Guaratuba (71 endêmicas e 10 ameaçadas) (SEMA, 1996; BORNSCHEIN; REINERT, 2000), sendo o guará (*Eudocimus ruber*) uma das aves símbolo do município, que recebeu o nome de Guaratuba justamente por ser um local com muitos guarás (MAFRA, 1952) (Figura 3). Também são comuns a garça-branca-grande (*Ardea alba*) e maçaricos (*Tringa solitaria* e *T. flavipes*), andorinhas (*Hirundo rustica*) e mergulhões (*Podiceps rolland*) (BORNSCHEIN; REINERT, 2000). Na Baía de Paranaguá, 81 espécies já foram listadas, sendo frequentes *Egretta caerulea*, *Ceryle torquata* e *Chloroceryle amazona* (MESTRE *et al.*, 2007).

No caso dos mamíferos, o mão-pelada (*Procyon cancrivorus*) é um dos representantes encontrados em manguezais do Paraná (AMB PLANEJAMENTO AMBIENTAL BIOTECNOLOGIA LTDA, 2004) e, entre os cetáceos, o boto-cinza (*Sotalia guianensis*) ocorre ao longo de todo o ano no CEP (SANTOS *et al.*, 2010).

Táxons importantes para a conservação e que se encontram em algum grau de



ameaça correspondem ao mero (*Epinephelus itajara*, status Vulnerável: Vulnerable – VU), o cação-espadarte (*Pristis pectinata*, VU) e o araraquá (*P. pristis*, VU) (BRASIL, 2019). Dos representantes da herpetofauna que merecem destaque, é salientada a importância da tartaruga-verde (*Chelonia mydas*, VU) (MMA, 2018).

Entre as aves, o bicudinho-do-brejo (*Stymphalornis acutirostris*) - (Criticamente em Perigo, Critically Endangered – CR) é encontrado na APA de Guaratuba (BORNSCHEIN *et al.*, 1995; MMA, 2018). Além dele, cita-se o papagaio-da-cara-roxa (*Amazona brasiliensis*, Em Perigo, Endangered - EN), jaó-do-litoral (*Crypturellus noctivagus*, EN), guará (*Eudocimus ruber*, CR), taquiri (*Nyctanassa violácea*, EN), cigarra-verdadeira (*Sporophila falcirostris*, VU), pichochó (*Sporophila frontalis*, VU) e o socó-jararaca (*Tigrisoma fasciatum*, EN) (BRASIL, 2019). Os mamíferos que merecem atenção incluem a toninha (*Pontoporia blainvillei*, EN) e o boto-cinza (*Sotalia guianensis*, VU), ambos em risco (BRASIL, 2019).



Figura 3. Guarás em fase juvenil nos manguezais da região de Guaraqueçaba. Foto: Gabriel Marchi, em 14/11/2021.

#### 4 | ASPECTOS SOCIOECONÔMICOS E CULTURAIS

A zona costeira do Paraná abriga uma diversidade cultural resultante da presença de comunidades tradicionais quilombolas, caiçaras e indígenas (DIEGUES, 2015). Entre as práticas para a subsistência destas comunidades, destaca-se a pesca artesanal, desenvolvida com embarcações de pequeno porte e baixa autonomia de navegação e instrumentos sem altos níveis de complexidade (ARAGÃO, 2015).

De acordo com Noernberg *et al.* (2008), a costa paranaense conta com cerca de 70 comunidades de pescadores artesanais distribuídos, sobretudo, nos setores do CEP. Além

da pesca, a extração de recursos bênticos também é uma prática desenvolvida, mesmo que com menor relevância, por estas comunidades. Nas áreas de manguezal, algumas das principais espécies extraídas pelos pescadores são ostras (*C. rhizophorae*), sururus (*Mytella guyanensis*) e o caranguejo-uçá (*Ucides cordatus*) (NOERNBERG *et al.*, 2008). A pesca nas regiões estuarinas, por outro lado, está associada à captura de espécies como a tainha (*Mugil platanus* e *M. liza*), parati (*M. curema* e *Mugil* sp.), bagre amarelo (*Cathorops spixii*) e o robalo (*Centropomus undecimalis* e *Centropomus parallelus*) (PINA; CHAVES, 2005; FÁVARO *et al.*, 2005; MENDONÇA; KATSUGARAWA, 2001).

Os recursos naturais disponíveis nos manguezais junto aos recursos marinhos são as principais fontes de proteína animal para as comunidades pesqueiras da região. Estes recursos são relevantes também para a geração de renda para inúmeras famílias. A comercialização dos produtos é feita diretamente com pousadas, restaurantes e turistas ou passando por um intermediário que repassa para outros canais de escoamento (PINHO, 2006; ARAGÃO, 2015).

Entre os serviços ecossistêmicos prestados pelos manguezais do Paraná, destacam-se: a pesca e o extrativismo de ostras (serviços de provisão) (CASTILHO-WESTPHAL, 2012; ARAGÃO, 2015); mitigação de impactos humanos e proteção contra eventos extremos (serviços regulatórios) (FARACO *et al.*, 2010; SARUBO; CUNHA-LIGNON, 2021); tradições culturais, como a Festa do Camarão e a Festa de São Sebastião que ocorrem na comunidade de Amparo (ARAGÃO, 2015) e também às diversas comunidades tradicionais do Complexo Estuarino-Lagunar de Cananéia-Iguape-Paranaguá (serviços culturais) (ICMbio, 2018; SARUBO; CUNHA-LIGNON, 2021).

## 5 | AMEAÇAS ANTRÓPICAS

De acordo com Granziera *et al.* (2007), os instrumentos legais de proteção ambiental não garantem a proteção necessária às zonas úmidas do Brasil. Considerando os manguezais do Paraná, mais de 8.000 ha de manguezais foram convertidos para as construções nos municípios de Guaratuba, Guaraqueçaba, Matinhos, Paranaguá, Pontal do Paraná, Morretes e Antonina entre 2000 e 2017.

Ocupações irregulares, turismo, áreas de cultivo, super-exploração dos recursos, desenvolvimento urbano e industrial são as principais causas do desmatamento, provocando a diminuição de 53% das áreas de manguezal do litoral paranaense (RUZA *et al.*, 2019). Devido às atividades do porto de Paranaguá, foi detectada a presença de hidrocarbonetos policíclicos aromáticos com potencial cancerígeno e mutagênico (GARCIA, 2019). A Tabela 1 resume os principais impactos antrópicos dos manguezais do Paraná.

Impacto	Consequências	Referências
Desmatamento para expansão urbana	Expansão de bairros populares, habitados por populações de baixa renda, na periferia dos núcleos urbanos, principalmente na área de Paranaguá. Efeitos da poluição por esgotos próximos à cidade de Paranaguá, com altas concentrações de coprostanol. Lixo sólido e construção civil.	Garcia (2019); Freitas <i>et al.</i> (2016); Lana (2004); Martins <i>et al.</i> (2011); Pierri <i>et al.</i> (2006); Pigosso <i>et al.</i> (2018); Ramos, Fuckner (2006);
Desmatamento para expansão industrial e portuária	Alteração do substrato por meio de dragagens e aterros, decorrentes de obras de infraestrutura e a poluição por produtos químicos (principalmente fosfato, na região portuária). Risco de contaminação por petróleo, seus derivados e fertilizantes, devido à presença do porto e de terminais de combustíveis, além de contaminação por metais pesados e outros poluentes, especialmente defensivos agrícolas	Lana (2004); Ramos, Fuckner (2006); Garcia (2019)
Especulação imobiliária associada ao desenvolvimento turístico	Aumento no tráfego de embarcações, podendo ocasionar processo erosivo e assoreamento, além do afugentamento de diversas espécies, sobretudo de aves.	Lana, (2004); Ramos, Fuckner (2006)
Sobrepesca, sobreexploração e extrativismo	Onze espécies de peixes, consideradas sobreexploradas, utilizam essas áreas. Além do uso de madeira de mangue para lenha e carvão.	Lana (2004)
Espécies exóticas invasoras	O camarão-cinza ( <i>Litopeneus vannamei</i> ), a mariposa <i>Hyblaea puerae</i> e a ostra <i>Saccostrea cucullata</i> são espécies exóticas invasoras encontradas na região. Outros invertebrados de águas estuarinas também são descritos na Lista de Espécies Exóticas Invasoras do Paraná: <i>Boccardiella bihamata</i> , <i>Pseudopolydora diopatra</i> e <i>Temora turbinata</i> .	Campos <i>et al.</i> (2005), Faraco <i>et al.</i> (2019); França <i>et al.</i> (2020); Lignon; Avellar (2020); Paraná (2021)

Tabela 1. Principais impactos antrópicos nos manguezais do Paraná e suas consequências.

## 6 | PANORAMA DA CONSERVAÇÃO DOS MANGUEZAIS DO PARANÁ

Apesar dos esforços do Ministério do Meio Ambiente (MMA) e seus órgãos vinculados, IBAMA e ICMBio, a gestão do ecossistema manguezal no Brasil ainda enfrenta dificuldades. Para que se torne uma política de Estado efetiva, tendo em vista as inúmeras pressões sofridas pelos manguezais, é fundamental que sejam considerados aspectos do âmbito econômico, político e social (TOGNELLA *et al.*, 2019).

Atualmente, o Paraná possui três Unidades de Conservação (UCs) no âmbito federal (Figura 1) protegendo e conectando áreas de manguezal: a Área de Proteção Ambiental (APA) de Guaqueçaba (282.446,36 ha), a Estação Ecológica (ESEC) de Guaqueçaba (4.370,15 ha) e o Parque Nacional (PARNA) de Superagui (33.988,00 ha) (ICMBIO, 2020;

2021). Há também UCs estaduais, que abrangem os manguezais, sendo elas: ESEC da Ilha do Mel (2.325,40 ha), ESEC de Guaraguaçu (4.737,00), Parque Estadual do Boguaçu (6.052,00 ha) e a APA de Guaratuba (199.455,22) (PARANÁ, 1998; IAT, 2022) (Figura 1).

Estudos e monitoramento sobre as condições de saúde do caranguejo-uçá *Ucides cordatus* e das florestas de mangue em 12 parcelas permanentes foram iniciados em março de 2019, no Paraná (METRI, 2021). Mais recentemente, esse monitoramento foi incorporado ao Programa de Recuperação da Biodiversidade Marinha (REBIMAR), cuja atuação ampliou as áreas de monitoramento e os enfoques realizados. Algumas das abordagens realizadas desde 2021 incluem: a instalação de novas parcelas permanentes; monitoramento da carcinofauna e dos invertebrados associados aos *turfs* de algas nos mangues; avaliação da contaminação por metais pesados no sedimento, nas árvores de mangue e nas populações do caranguejo-uçá; e estudos sobre as condições da biomassa vegetal e análise do carbono azul (MARBRASIL, 2022).

Os portos do Paraná desenvolvem programas ambientais vinculados às Licenças de Operação de Paranaguá e Antonina e à Licença de Instalação das obras de Adequação dos Berços 201/202 (BEMPARANÁ, 2019). Um destes é o Programa de Monitoramento de Manguezais, onde são realizados os monitoramentos fitossociológico e dos processos erosivos. O programa inclui também mutirões de limpeza, sensibilizando a comunidade em relação à importância do ecossistema manguezal (PORTOSDOPARANÁ, 2022).

Apesar dos manguezais estarem protegidos pela Lei nº 12.651 (BRASIL, 2012) e apresentarem toda a gestão citada neste tópico, é reforçada a importância do manejo correto deste ecossistema no Paraná, assim como sua devida fiscalização. A presença de espécies ameaçadas e a dependência das comunidades humanas locais em obter recursos naturais destas áreas são importantes fatores que indicam a necessidade da continuação da aplicação e a criação de novas medidas de conservação.

Segundo Tognella *et al.* (2019), em locais do território nacional onde há liderança bem estabelecida e que envolvem negociações nos conflitos sociais sem interferência de terceiros, foi promovido o manejo sustentável do sistema manguezal, indicando que é possível obter resultados positivos na conservação deste ambiente costeiro.

## AGRADECIMENTOS

O material inicial para a elaboração deste capítulo foi levantado durante a disciplina do Programa de Pós-Graduação em Biodiversidade de Ambientes Costeiros, da UNESP Câmpus do Litoral Paulista, e contou também com a colaboração de alunos de mestrado e doutorado, que não se envolveram na organização deste capítulo. Dessa forma, gostaríamos de agradecer a Alessandra O. Santos, Andréia C.L. Kian, Bianca L. Melchiori, Caroline N. Parreira, Gabriel T. Vanin, Giovanna M.O. Penela, Juliana V.N. Santos, Karla Leticia R. Antonio, Luana Pacheco e Rosane F. Farah pela contribuição.

Agradecemos ao documentarista da natureza e vida selvagem Gabriel Marchi, pela disponibilização das duas fotografias utilizadas no presente capítulo, ao geólogo Everton Batista, pelo apoio na elaboração do mapa de áreas protegidas e os manguezais do Paraná (Figura 1) e à Shanna Bittencourt, analista ambiental do ICMBio, pelas informações sobre as UCs da região.

## REFERÊNCIAS

AMB PLANEJAMENTO AMBIENTAL BIOTECNOLOGIA LTDA. Relatório de Impacto Ambiental - RIMA do Terminal Portuário localizado no município de Pontal do Paraná, PR. Pontal do Paraná. 290 p., 2004.

ARAGÃO, L.P. **Entre marés: uma análise integrada entre a pesca artesanal e os ecossistemas manguezais no município de Paranaguá (Paraná)**. Universidade Federal do Paraná, 2015.

BEMPARANÁ. **Portos do Paraná monitoramento manguezais em Paranaguá e Antonina**. 2019. Disponível em: <https://www.bemparana.com.br/noticia/portos-do-parana-monitoram-manguezais-em-paranagua-e-antonina#.YidC6uBv8zZ>. Acesso em: 08 mar. 2022.

BIGARELLA, J. J. 1946. Contribuição ao estudo da planície litorânea do estado do Paraná in Jubilee Volume (1946-2001) : pp. 65 - 110, December, 2001.

BISWAS, S. R.; BISWAS, P. L.; LIMON, S. H.; YAN, E.; SHU, M.; KHAN, M. S. I. Plant invasion in mangrove forests worldwid. **Forest Ecology and Mangement**, v. 429, p. 480-492, 2018.

BONALDI, R. A.; RODERJAN, C. V. Levantamento florístico e caracterização estrutural de um manguezal na APA de Guaraqueçaba, Paranaguá, PR. **Acta Biológica Catarinense**, v. 4, n. 1, p. 19-28, 2017.

BORNSCHEIN, M. R.; REINERT, B. L. e TEIXEIRA, D. M. **Um novo Formicariidae do Sul do Brasil (Aves, Passeriformes)**. Publicação Técnico-Científica do Instituto Iguauçu de Pesquisa e Preservação Ambiental, v. 1, p. 1-18, 1995.

BORNSCHEIN, M. R.; REINERT, B. L. **Aspectos da fauna e flora da área de interesse do projeto de desaquhecimento global na APA de Guaratuba**. Curitiba, 50 p., 2000.

BRASIL. Instrução Normativa nº 005, de 21 de maio de 2004. **Lista Nacional das Espécies de Invertebrados Aquáticos e Peixes Ameaçadas de Extinção**. Ministério do Meio Ambiente – MMA, Diário Oficial da República Federativa do Brasil, Brasília, DF, 12 abr. 2004.

BRASIL. Lei nº 12.652, de 25 de maio de 2012. Dispõe sobre a proteção da vegetação nativa. Brasília, 2012.

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Portaria N° 500, de 10 de setembro de 2019. Atualiza e aprova o Plano de Ação Nacional para a Conservação das Espécies Ameaçadas e de Importância Socioeconômica do Ecossistema Manguezal - PAN Manguezal, contemplando 20 táxons ameaçados de extinção, estabelecendo seu objetivo geral, objetivos específicos, espécies contempladas, prazo de execução, formas de implementação, supervisão, revisão; e institui o Grupo de Assessoramento Técnico. Diário Oficial da União, Brasília, DF, p. 61, 12 de setembro de 2019.

CAMPOS, J.B.; TOSSULINO, M.G.P.; MULLER, C.R. **Unidades de Conservação – Ações para valorização da biodiversidade**. Instituto Ambiental do Paraná, Curitiba, 2005.

CASTILHO-WESTPHAL, D.G.G. **Ecologia da ostra do mangue *Crassostrea brasiliana* (Lamarck, 1819) em manguezais da baía de Guaratuba-PR**. Tese (Doutorado). Universidade Federal do Paraná, 2012.

CHAVES, P.T.C.; CORRÊA, M. F. M. Composição ictiofaunística da área de manguezal da Baía de Guaratuba, Paraná, **Brasil. Rev. bras. zool.**, v. 15, n. 1, p. 195-202, 1998.

CUNHA-LIGNON, M.; AVELLAR, F.B. Ostras nativas e exóticas em áreas protegidas do litoral sul de São Paulo e implicações ambientais e socioeconômicas. In: VALENÇA, A.R.; SANTOS, P.R.; GUZELLA, L. (orgs). **Multidisciplinaridade na aquicultura: Legislação, sustentabilidade e tecnologias**. 1. ed. Florianópolis: UFSC, p. 27-45,

DA CUNHA, C. N.; PIEDADE, M. T. F.; JUNK, W. J. (Ed.). **Classificação e delineamento das áreas úmidas brasileiras e de seus macrohabitats**. Ed UFMT, 2014.

DENARDIN, V. F.; LOUREIRO, W.; SULZBACH, M. T. Distribuição de benefícios ecossistêmicos: o caso do ICMS ecológico no litoral paranaense. **Redes. Revista do Desenvolvimento Regional**, v. 13, n. 2, p. 184-198, 2008.

DIEGUES, A. C. S. Territórios e comunidades tradicionais. **Guaju**, v. 1, n. 2, p. 144-149, 2015.

DONNELLY, M. J.; GREEN, D. M.; WALTERS, L. J. Allelopathic effects of fruits of the Brazilian pepper *Schinus terebinthifolius* on growth, leaf production and biomass of seedlings of the red mangrove *Rhizophora mangle* and the black mangrove *Avicennia germinans*. **J. Experimental Marine Biology and Ecology**, v. 357, p. 149–156, 2008.

FARACO, L.F.D.; ANDRIEGUETTO-FILHO, J.M. & LANA, P.C. A methodology for assessing the vulnerability of mangroves and fisherfolk to climate change. **Pan American J. Aquatic Scie.**, 5 (2): 205 – 223, 2010.

FARACO, L.F.D.; GHISI, C.L.; MARINS, M.; OTA, S.; SCHUHLLI, G. S. Infestation of Mangroves by the Invasive Moth: *Hyblaea puera* (Cramer, 1777) (Lepidoptera: Hyblaeidae). **Braz. arch. biol. technol.** v. 62, 2019.

FÁVARO, L. F.; FREHSE, F. D. A.; OLIVEIRA, R. N. D.; SCHWARZ JÚNIOR, R. Reprodução do bagre amarelo, *Cathorops spixii* (Agassiz)(Siluriformes, Ariidae), da Baía de Pinheiros, região estuarina do litoral do Paraná, Brasil. **Rev. bras. zool.**, v. 22, p. 1022-1029, 2005.

FRANÇA, B.S.; MELO JR, J.C.F.; SANT'ANNA-SANTOS, B.F. Padrão temporal de herbivoria e defesas antiherbivoria em população natural de *Laguncularia racemosa* (Combretaceae) em manguezal predado maciçamente por *Hyblaea puera* (Lepidoptera). **Revista Brasileira de Geografia Física**, v. 13, n. 7, p. 3151-3158, 2020.

FREITAS, F. R. SCHMIEGELOW, J. M. M.; PELLIZZARI, F. Diversidade, biomassa e novos registros de macroalgas e cianobactérias bentônicas em manguezais do Complexo Estuarino de Paranaguá-Paraná. **Unisanta BioScience**, v. 5, n. 4, p. 313-318, 2016.

GAMA, L.R.; DOMIT, C.; BROADHURST, M. K.; FUENTES, M. M. P. B.; MILLAR, R. B. Green turtle *Chelonia mydas* foraging ecology at 25° S in the western Atlantic: evidence to support a feeding model driven by intrinsic and extrinsic variability. **Mar. Ecol. Prog. Ser.**, v. 542, p. 209-219, 2016.

GARCIA, M. R. D. **Hidrocarbonetos nos manguezais do complexo estuarino de Paranaguá**. 2019. 145 f. Tese (Doutorado) – Programa de Pós-Graduação em Sistemas Costeiros e Oceânicos. Universidade Federal do Paraná, 2019.

GRANZIERA, M.L.M.; ADAME, A.; GALLO, G.N. Direito ambiental internacional. Conservação dos espaços e da biodiversidade. Convenção RAMSAR. CONPEDI. INTERNATIONAL ENVIRONMENTAL LAW. BIODIVERSITY AND SPACE CONSERVATION. RAMSAR TREATY, 2007.

HERINGER. Estudo de Impacto Ambiental Fertilizantes Heringer de Paranaguá, 2019.

IAT. **Dados sobre as Unidades de Conservação**. 2022. Disponível em: <https://www.iat.pr.gov.br/Pagina/Dados-sobre-Unidades-de-Conservacao>. Acesso em: 08 mar. 2022.

ICMBIO. **Atlas dos Manguezais do Brasil**. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 176 p, 2018.

ICMBIO. **Plano de manejo Parque Nacional do Superagui**. Brasília, 2020. 262 p.

ICMBIO. **Lista de UCs**. 2021. Disponível em: <https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/marinho/lista-de-ucs>. Acesso em: 08 mar. 2022.

LANA, P. D. C. Novas formas de gestão dos manguezais brasileiros: a Baía de Paranaguá como estudo de caso. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 10, p. 169–174, 2004.

LIGNON, M. C.; AVELLAR, F. B. Ostras nativas e exóticas em áreas protegidas do litoral sul de São Paulo e implicações ambientais e socioeconômicas. *In*: VALENÇA, A. R.; SANTOS, P. R.; GUZELLA, L. (orgs). **Multidisciplinaridade na aquicultura: Legislação, sustentabilidade e tecnologias**. 1. ed. Florianópolis: UFSC, p. 27-45. 2020.

LOPES, O. L. **Fauna associada às macroalgas epífitas no manguezal do Rio das Garças, Guaratuba, Paraná**. 2011. 166 f. Tese (Doutorado em Zoologia) – Universidade Federal do Paraná, Paraná, 2011.

MAFRA, J. **História do município de Guaratuba**. Guaratuba: s. e., 1952.

MARBRASIL. REBIMAR: Programa de Recuperação da Biodiversidade Marinha. 2022. Disponível em: <https://marbrasil.org/rebimar/>. Acesso em: 05 mar. 2022.

MARONE, E.; NOERBERG, M. A.; DOS SANTOS, I. et al. Hydrodynamics of Guaratuba Bay - PR, Brazil. **J. coast. res.**, Special Issue , n. 39, 2004.

MARTINS, C.C. et al. Input of organic matter in a large South American tropical estuary (Paranaguá Estuarine System, Brazil) indicated by sedimentary sterols and multivariate statistical approach. **J. Braz. Chemical Society**, v. 22, n. 8, p. 1585-1594, 2011.



MENDONÇA, J.T.; KATSURAGAWA, M. 2001. Caracterização da pesca artesanal no complexo estuarino-lagunar de Cananéia-Iguape, Estado de São Paulo, Brasil (1995-1996). *Acta Scient.*, 23(2): 535-547.

MESTRE, L. A. M.; KRUL, R.; MORAES, V. S. Mangrove bird community of Paranaguá Bay - Paraná, Brazil. **Braz. arch. biol. technol**, v. 50, n. 1, p. 75-83, 2007.

METRI, C., 2021. **Saúde dos Manguezais e do caranguejo uçá no sítio Ramsar e seu entorno**. Relatório final. 5p + anexos.

MMA (MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE). **Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção – Aves**. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, Ministério do Meio Ambiente (MMA), v. 3, Brasília, 712 p. 2018.

NOERNBERG, M. A.; MARONE, E.; LAUTERT, L. F. DE C.; BRANDINI, N.; ANGELOTTI, R. Caracterização da estratificação salina na Baía de Guaratuba-PR. p.224. **Livro de resumos**. CBO (CONGRESSO BRASILEIRO DE OCEANOGRAFIA). Itajaí. 2004.

NOERNBERG, M. A.; LAUTERT, L.F.C.; ARAÚJO, A. D.; MARONE, E.; ANGELOTTI, R.; NETTO JR, J. P. B. & L. A. KRUG. Remote sensing and GIS integration for modelling the Paranaguá Estuarine Complex. **Brazil. Journal of Coastal Research**, 39: 1627 – 1631, 2006.

NOERNBERG, M. A.; ANGELOTTI, R.; CALDEIRA, G. A.; DE SOUSA, A. R. Environmental sensitivity assessment of Paraná coast for oil spill. **Brazilian Journal of Aquatic Science and Technology**, v. 12, n. 2, p. 49-59, 2008.

PARANÁ (Estado). Decreto nº 4.056 de 26 de fevereiro de 1998. Dispõe sobre a criação do Parque Estadual do Boguaçu. Diário Oficial do Estado do Paraná Nº 5198 de 26/02/1998.

PARANÁ. Portaria nº 125, Instituto Ambiental do Paraná (IAP), de 07 de Agosto de 2009. **Lista Oficial de Espécies Exóticas Invasoras para o Estado do Paraná**. Disponível em <[http://www.institutohorus.org.br/download/marcos\\_legais/Portaria\\_IAP\\_125\\_2009\\_Lista\\_Oficial.pdf](http://www.institutohorus.org.br/download/marcos_legais/Portaria_IAP_125_2009_Lista_Oficial.pdf)>. Acesso em: 18 set. 2021.

PIERRI, N.; ANGULO, R. J.; de SOUZA, M. C., & KIM, M. K. A ocupação e o uso do solo no litoral paranaense: condicionantes, conflitos e tendências. **Desenvolvimento e Meio Ambiente**, v. 13, 2006.

PINA, J. V.; CHAVES, P. T. A pesca de tainha e parati na Baía de Guaratuba, Paraná, Brasil. **Acta Biológica Paranaense**, v. 34, 2005.

PIGOSSO, A. M. B.; MOSCAL, J., & GOLDBACH, J. Conflitos ambientais no litoral norte do Paraná: um mapeamento preliminar. **Guaju**, v. 4, n. 1, p. 107-125, 2018.

PINHO, M. S. S. **Sistemas de gestão em unidades de conservação: o caso dos manguezais da APA de Guaraqueçaba/PR**. Dissertação. Universidade Federal de Santa Catarina, 2006.

PORTOSDOPARANÁ. **Monitoramento de manguezais**. 2022. Disponível em: <https://www.portosdoparana.pr.gov.br/Meio-Ambiente/Pagina/Monitoramento-de-Manguezais>. Acesso em: 08 mar. 2022.

RAMOS, S. E. V C.; FUCKNER, M. The Historical City of Paranaguá and the Garbage Problem. **J. coast. res**, v. III, n. 39, p. 1332–1335, 2006.



- RAMSAR, 1994. Convention on Wetlands of International Importance especially as Waterflow Habitats. Paris, 3p.
- RAMSAR, 2022. <<https://www.ramsar.org/wetland/brazil>>. Acesso em 15 fev. 2022.
- REINERT, B. L.; BORNSCHEIN, M. R.; FIRKOWSKI, C. Distribuição, tamanho populacional, hábitat e conservação do bicudinho-do-brejo *Stymphalornis acutirostris* Bornschein, Reinert e Teixeira 1995 (Thamnophilidae). **Rev. bras. ornitol.**, v. 4, n. 15, p. 493-519, 2007.
- RUZA, M.; CORTE, A. P. D.; PRUNZEL, J. Mangue no Paraná: análise multitemporal do uso do solo no litoral paranaense para o período de 2000 a 2017. In: XIX Simpósio Brasileiro De Sensoriamento Remoto, 2019. **Anais [...]** Santos, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais, 2019.
- SALES, G. L. M.; VIDAL, I. J. A.; RAGALZI, C. M.; VOLPATO, N. S.; SILVA, J. L.; VALLE, C. B.; MENDES, A. B. D. Microsporogênese em Híbridos Intraespecíficos Sexuais de *U. humidicola* (Rendle) Morrone & Zuloaga [Syn. *Brachiaria Humidicola* (Rendle) Schweick.]. **Braz. journ. develop.**, Curitiba, v. 7, n. 4, p. 37565-37575, 2021.
- SALTON; F. G.; MORAIS, H.; CARAMORI, P. H.; BORROZZINO, E. Climatologia dos Episódios de Precipitação em Três Localidades no Estado do Paraná. **Rev. bras. meteorol.**, v. 31, p. 626-638, 2016.
- SANTOS, M. C. O.; OSHIMA, J. E. F.; PACÍFICO, E. S.; SILVA, E. Group size and composition of Guiana dolphins (*Sotalia guianensis*) (Van Bénèden, 1864) in the Paranaguá Estuarine Complex, Brazil. **Braz. j. biol.**, v. 70, n. 1, p. 111-120, 2010.
- SARUBO, S. C.; CUNHA-LIGNON, M. Os Manguezais do Paraná: Resiliência Frente ao Comprometimento de suas funções e serviços ecossistêmicos. In: PELLIZARI, F.; GOMES-FIGUEIREDO, J. A. (org.). **O Meio Ambiente Litorâneo e Insular do Paraná**. Ed. Atena, 2021.
- SCHAEFFER-NOVELLI, Y.; CITRÓN-MOLERO, G.; ADAIME, R.; AMARGO, T. Variability of mangrove ecosystems along the Brazilian coast. **Estuaries**, v.13, n.2, p. 204-218, 1990.
- SCHMIDLIN, L. A. J.; ACCIOLY, A.; ACCIOLY, P.; KIRCHNER, F. F. Mapeamento e caracterização da vegetação da Ilha de Superagüi utilizando técnicas de geoprocessamento. **Floresta**, v. 35, n. 2, 2005.
- SEMA. **Bacias Hidrográficas do Paraná**. Série Histórica, 2. ed., 2013.
- SOS MATA ATLÂNTICA; INPE (INSTITUTO NACIONAL DE PESQUISAS ESPACIAIS). Atlas dos remanescentes florestais da mata atlântica período 2018-2019. **Relatório Técnico**, 2020.
- SPPE; ITGC. **Sistema metodológico e mapeamento de uso e cobertura da Terra no Estado do Paraná**. Relatório Técnico. Versão 2. 2019.
- TOGNELLA, M. M. P., TOSTA, M. DE C. R., BARROSO, G. F., HOFFMAN, M., & ALMEIDA Filho, E. Gestão do Ecossistema Manguezal no Brasil. In **As Ciências do Mar em todos os seus Aspectos** (pp. 118–143). Atena Editora, 2019.

## THE EXTRACTION OF THE GIANT EARTHWORM ALTERS THE SOIL CHEMICAL CHARACTERISTICS AND TREE COMPOSITION IN THE CERRADO

Data de aceite: 04/07/2022

### Alex Josélio Pires Coelho

Laboratory of Ecology and Evolution of Plants  
- LEEP, Departamento de Biologia Vegetal,  
Universidade Federal de Viçosa, Campus UFV  
Viçosa, Minas Gerais, Brazil

### Nayara Mesquita Mota

Laboratory of Ecology and Evolution of Plants  
- LEEP, Departamento de Biologia Vegetal,  
Universidade Federal de Viçosa, Campus UFV  
Viçosa, Minas Gerais, Brazil  
Inhotim Botanical Garden, Inhotim Intitute  
Brumadinho, Minas Gerais, Brazil

### Fernando da Costa Brito Lacerda

Laboratory of Ecology and Evolution of Plants  
- LEEP, Departamento de Biologia Vegetal,  
Universidade Federal de Viçosa, Campus UFV  
Viçosa, Minas Gerais, Brazil  
Campus Parauapebas, Universidade Federal  
Rural da Amazônia  
Parauapebas, Pará, Brazil

### Luiz Fernando Silva Magnago

Laboratory of Ecology and Evolution of Plants  
- LEEP, Departamento de Biologia Vegetal,  
Universidade Federal de Viçosa, Campus UFV  
Viçosa, Minas Gerais, Brazil  
Centro de Formação em Ciências e  
Tecnologias Agroflorestais, Universidade  
Federal do Sul da Bahia  
Ilhéus, Bahia, Brazil

### João Augusto Alves Meira-Neto

Laboratory of Ecology and Evolution of Plants  
- LEEP, Departamento de Biologia Vegetal,  
Universidade Federal de Viçosa, Campus UFV  
Viçosa, Minas Gerais, Brazil

**ABSTRACT:** Anthropic disturbances are one of the main causes of loss of biodiversity and alteration in natural ecosystems. By resources exploitation humans alter the environmental conditions of a given location and make it inhospitable for some species. The giant earthworm (*Rhinodrilus alatus*, Righi) extraction in the Cerrado biome for sale to fishermen generates the revolving of the soil in addition to burning caused by extractors to facilitate the location of these animals. Thus, to evaluate the impacts of this activity on soil characteristics and composition of the Cerrado woody plant species is important to the conservation of this biome. For this we used 12 areas of Cerrado *stricto sensu* with different intensities of giant earthworm extraction and sampled the soil, tree plants, and the intensity of fire in a plot of 20 x 50 m. Our results showed that in the areas with higher intensity of giant earthworm extraction there is a change in soil chemical composition, mainly due to the increase in aluminum ( $Al^{3+}$ ) and phosphorus concentrations as well as the increasing in cation exchange capacities (CEC). In addition, the intensity of giant earthworm extraction also influenced the woody species composition, probably due to the influence of  $Al^{3+}$  and CEC on the species composition showed by this work. The intensity of fire was not changed by the extraction of giant earthworm. Thus, we suggest that soil revolving by earthworm extractors generates soil chemical changes that alters the composition of species of the Cerrado *stricto sensu*.

**KEYWORDS:** Giant earthworm extraction, anthropogenic disturbances, Cerrado *stricto*

*sensu*, soil disturbances, Cerrado plants.

## 1 | INTRODUCTION

The increasing human population and therefore the demand for raw materials and food, many natural biomes are facing an increase in the exploitation of their resources (Williams et al. 2015). These activities may alter the natural conditions of the ecosystem and cause the loss of some specialist species (Gámez-Virués et al. 2015; Ribeiro et al. 2015). However, most of these activities are not supervised by environmental agencies and little has been studied about their consequences for biodiversity conservation, especially in non-forest biomes (Overbeck et al. 2015). In the Cerrado, one hotspot for conservation in the world (Myers et al. 2000), some of the main anthropic activities are the extraction of earthworms, widely used for sport fishing (Drumond et al. 2012). This activity, in addition to increasing human circulation in fragments of the Cerrado, generates intense soil revolving and application of fire to vegetation to facilitate collection (Drumond et al. 2013). Thus, the extractivism of giant earthworms can have an impact on the natural characteristics of the soil and vegetation of the Cerrado.

The extractivism of one species decreases the size of its population and can have an effect on the size of populations of other species and the entire ecosystem (Schmidt and Ticktin 2012; Poisot et al. 2013). For instance, selective cut of large canopy trees can cause more light to enter the vegetation and thus alter environmental conditions such as irradiation, average temperature, and soil characteristics (Rocha-Santos et al. 2016). Thus, anthropogenic disturbances can act as environmental filters leaving only species capable of surviving the new conditions, generally generalist species that have a broader ecological niche (Lôbo et al. 2011; Gámez-Virués et al. 2015; Carrié et al. 2017). Among these, some species have strong invasive potential and may dominate some areas after disturbances and change the structure and composition of the vegetation (Heringer and Thiele 2019).

The giant earthworm species, *Rhinodrillus alatus* Righi (Oligochaeta), is endemic to the Cerrado, restrict to the central region of the state of Minas Gerais and with an extension of its occurrence limited to approximately 20,000 km<sup>2</sup> (Drumond 2008). The extraction of these giant earthworms in the Cerrado is done by traditional extractors who sell them on Brazilian highways to fishermen, most of whom are destined for the Pantanal biome (Drumond et al. 2013). The extractors, remove this earthworms from their own areas of Cerrado vegetation, or invade private reserves and conservation units (Drumond et al. 2015a). In addition to causing the soil revolving inside the cerrado phytophysiognomies, they set fire to the soil to facilitate visualization of *R. alatus* feces and locate individuals (Drumond et al. 2015b). Thus, the activity of extractors, in addition to endangering the population density of these giant earthworms, may be altering soil characteristics and increasing the occurrence of fire in the biome.

One of the determining characteristics for the Cerrado vegetation is the composition of the soil and the fire regime (Gottsberger and Silberbauer-Gottsberger 2006). The soils of the Cerrado are naturally dystrophic, acidic and alic, which is related to the constitution of its source material and to its high weathering process (Fageria and Gheyi 1999; Silveira et al. 2000). Under these conditions, calcium, magnesium, and phosphorus deficiency and high aluminum concentration are often reported as a limiting factor in the structure, composition and productivity of this ecosystem (Goodland and Pollard 1973; Lloyd et al. 2008; Neri et al. 2012a, 2013; Vourlitis et al. 2013, 2014). Likewise, the natural fire regime is essential for the nutrient cycling in the Cerrado, and many species have become dependent on the natural frequency of fire for the maintenance of their life cycles due to reproductive strategies obtained throughout evolution (Durigan and Ratter 2016). As a result, possible changes caused by earthworm extraction in soil characteristics and fire frequency can be prejudicial to the conservation of the Cerrado's natural vegetation.

Considering these risks caused by giant earthworm extraction in the Cerrado in the conservation of natural characteristics and its biodiversity, our objective in this study was: (1) to evaluate if there are changes in soil characteristics in areas with intense giant earthworms extraction; (2) if the earthworm extraction activities increase the intensity of the fire; and (3) whether this disturbance alters plant composition and species richness in remnants of Cerrado *stricto sensu*. For this we quantified the intensity of the earthworm extractivism during the last 10 years and the local fire intensity, and we sampled soil characteristics and floristic composition of 12 fragments of Cerrado. Our hypothesis is that the disturbance generated by giant earthworm extraction causes: (1) changes in soil chemical and physical characteristics; (2) increase the intensity of fire in the Cerrado; and (3) thus also changes the woody floristic composition and the number of endemic species of the fragments.

## 2 | MATERIALS E METHODS

### 2.1 Study area

The study was conducted in three municipalities of the state of Minas Gerais, Paraopeba, Caetanópolis and Curvelo, within the Cerrado *lato sensu* domain. Twelve Cerrado *stricto sensu* fragments were selected under different disturbance intensities and a 20x50m plot was installed inside each fragment. Cerrado *stricto sensu*, most characteristic phytophysognomy of the Cerrado, occupies approximately 70% of the Cerrado biome, and it is characterized by prominent herbaceous dominated by grasses, and cover of trees and shrubs varying between 10 to 60 % (Eiten 1972; Ribeiro and Walter 1998). Of these, only one remnant is included in a conservation unit, Paraopeba National Forest, coordinated by the Chico Mendes Institute for Biodiversity Conservation (ICMBio). The remaining 11 fragments are legal reserves, inserted in pasture, agricultures and eucalyptus plantations. The Cerrado fragments of the region suffer daily disturbances generated by the extraction of

*Rhinodrilus alatus*. The climate of the region is characterized as humid subtropical, Aw type in the Köppen system, with an extensive dry season from April to September and usually less than 1400 mm of annual precipitation with concentrated rainfall during summers (Neri et al. 2012b). Data collections were carried out between September 2015 and January 2016.

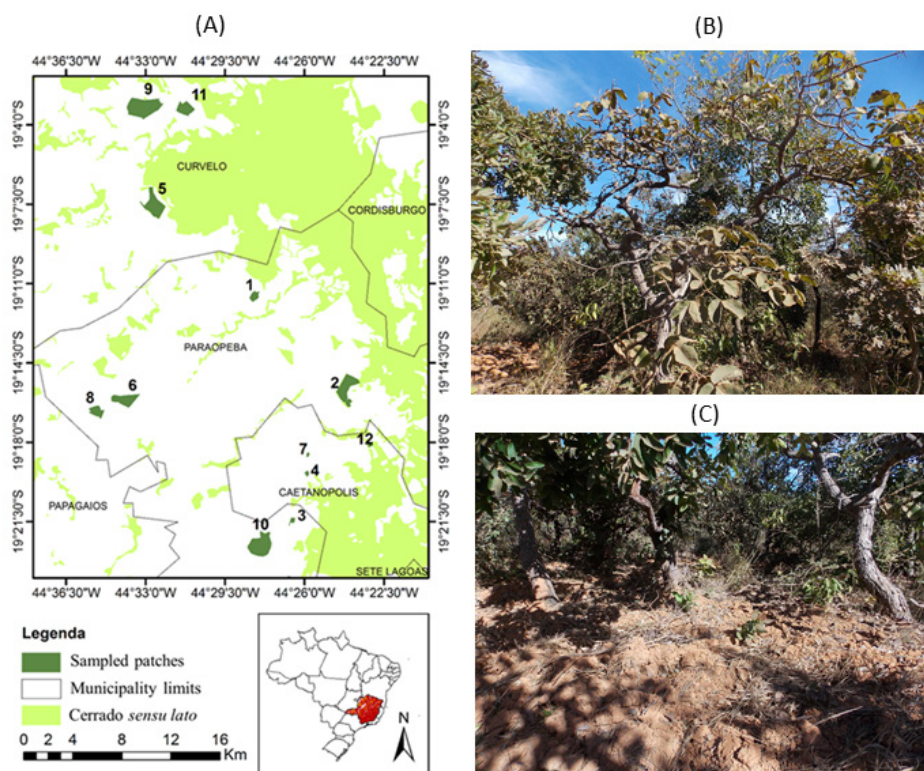


Figure 1. Map of study area (A), cerrado stricto sensu physiognomy (C) and soil of cerrado stricto sensu after revolving by giant earthworm extractors.

## 2.2 Giant earthworm extraction intensity

To estimate the intensity of giant earthworm extraction in the Cerrado areas studied, we interviewed the area owners or administrators regarding the performance of extractors in the last ten years. Giant earthworm extraction foci within the sampled plots were also quantified. Thus, we ranked the intensity of giant earthworm extraction from 0 to 3: “0”, there was no focus of earthworms extraction in the plot nor record of performance of extractors in the fragment during the last 10 years; “1”, there was no focus of earthworm extraction in the plot, but there was sporadic performance of extractors in the fragment during the determined period; “2”, there was a focus of earthworm extraction in the plot and frequent records of

the extractors performance in the fragment during the determined period; “3”, there were two or more focus of earthworm extraction in the plot and records intense performance of earthworm extractors in the fragment during the last 10 years..

### 2.3 Soil Variables

Three random soil samples of 0-15 cm depth were collected from each plot, then homogenized, air dried and sieved (Girollo and Scariot 2015), for subsequent chemical analysis at the UFV Soil Department. Important soil chemical constituents were considered as pH, exchangeable base sum, cation exchange capacity, aluminum saturation index and concentrations of aluminum ( $Al^{3+}$ ), potassium (K), calcium ( $Ca^{2+}$ ), phosphorus (P), and magnesium ( $Mg^{3+}$ ) according to protocol described by EMBRAPA (Vegetação et al. 2011). For the physical characteristics, we calculated the proportion of fine sand, coarse sand, silt, and clay in the samples, also following the protocol of EMBRAPA.

### 2.4 Plant community sampling

For sampling we installed a permanent plot (20 x 50 m) inside each fragment of Cerrado *stricto sensu*, considering only living woody individuals in which at least one stem had a circumference at ground height greater than 10 cm ( $CGH \geq 10cm$ ). Thus, we recorded CGH, the individual's height, and height reached by fire in individuals with carbonization marks. The species were collected and later identified according to APG IV (2014). Every species was classified as endemic or not according to the list of flora in Brazil (Reflora).

### 2.5 Burning Intensity

Burning intensity was measured by the number of sampled individuals that were affected by fire, based on the observation of carbonization marks, and by the calculation of the biomass volume affected by fire. For volume affected by fire we used the equation obtained by Cetec (1995) to calculate the total volume of the stem with the bark in woody individuals of Cerrado *stricto sensu*:

Individual volume of tree =  $(0.000038857 \times \text{Diameter}^2 \times \text{Height}^1.32032)$ ;

however, for height we only considered the height at which carbonization marks were observed.

### 2.6 Statistical analysis

To analyze the effect of giant earthworm extraction on soil chemical characteristics we summarize the soil variables using the first two axes of a principal component analyses (PCA). We used linear regression to evaluate the relationship between earthworm extraction and soil PCA axes 1 and 2. Subsequently, we repeated the linear regression separately for all chemical and physical soil variables considered. Linear regression analysis was also used to evaluate the relationship between giant earthworm extraction intensity and fire intensity (individuals and volume affected by fire) in the studied areas. To obtain vegetation

composition data we used an ordination analysis, the non-metric multidimensional scaling (NMDS) method, using “Bray-Curtis” as a measure of similarity and species abundance data in the sampled plots. Subsequently, we used linear regression to assess the influence of extraction of giant earthworms and soil characteristics with the two axes of NMDS, species richness and number of endemic species. We tested data normality with Shapiro Wilk test. All statistical analyses were performed in R software version 3.2.1 (R Development Core Team 2015).

### 3 | RESULTS

The first axis of soil chemical PCA explained 45% of the variation of the soil variables, while the second axis explained 38%. Only the first axis of soil chemical PCA was related to the extraction of giant earthworms by increasing their values ( $t = 2,404$ ;  $p = 0.037$ ; Fig. 2). In addition, cation exchange capacity ( $t = 3.441$ ;  $p = 0.006$ ), phosphorus concentration ( $t = 3,016$ ;  $p = 0.013$ ), and aluminum concentration ( $t = 6,369$ ;  $p = 0.000$ ) were also positively influenced by the intensity of earthworm extraction. The soil variables pH, exchangeable base sum, aluminum saturation index, potassium, and magnesium were not directly related to the intensity of extraction of giant earthworms. No soil physics variable was significantly influenced by the activity of extracting giant earthworms. Regarding the fire intensity variables, none showed a significant relationship with the extraction of giant earthworms.

Were sampled 2,837 individuals of woody plants belonging to 102 species, 71 genera and 37 families. The species composition had a significant relationship with the giant earthworm extraction demonstrated by the alteration of second axis of the NMDS ( $t = -2,519$ ;  $p = 0.030$ ; Fig.3) but did not change the number of endemic species. The second axis of NMDS also had a negative relationship with the cation exchange capacity ( $t = -2.345$ ;  $p = 0.041$ ) and with the aluminum concentration ( $t = -3,067$ ;  $p = 0.011$ ).



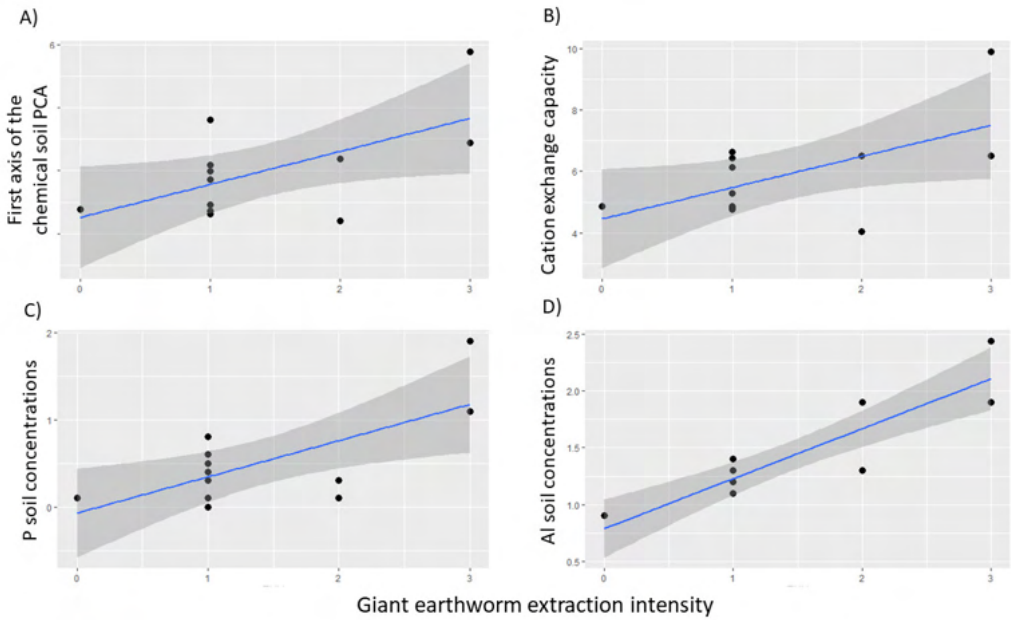


Figure 2. Relationship between the intensity of giant earthworm extraction and the chemical characteristics of the soil in the Cerrado stricto sensu: (A) axis 1 of the PCA of chemical characteristics of the soil; (B) effective cation exchange capacity; (C) phosphorus concentration; and (D) aluminum concentrations.

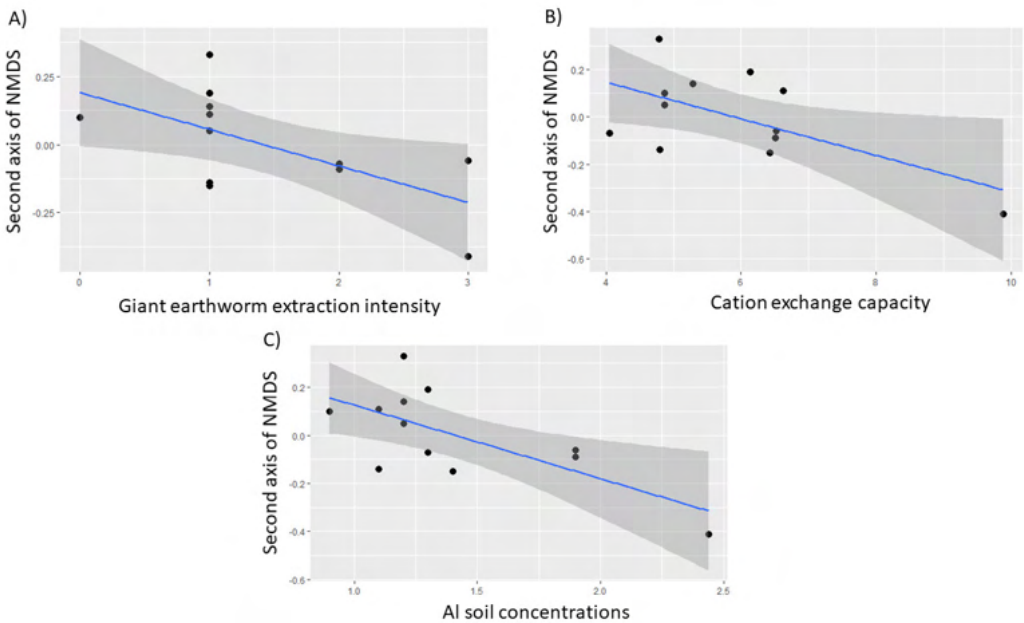


Figure 3. Relationship between the intensity of giant earthworm extraction (A), soil cation exchange capacity (B) and soil aluminum concentrations (C) with the second axis of NMDS of vegetation composition of Cerrado stricto sensu.



## 4 | DISCUSSION

Our results suggest that the giant earthworm extraction results in changes of the chemical characteristics of the soil and the woody floristic composition of the Cerrado *stricto sensu*. This activity increases the soil cation exchange capacity, phosphorus concentrations and aluminum concentrations. Likewise, the increased capacity for cationic exchanges and increased aluminum concentrations alongside with the disturbance of earthworm extraction alters the floristic composition of the remnants possibly allowing establishment of species intolerant to low nutrients generally found in Cerrado *stricto sensu*. However, the activity of extractivists does not affect the physical characteristics of the soil. In addition, fire intensity did not increase which earthworm extraction. Thus, our results show that the giant earthworm extraction activity threatens the conservation of specific characteristics of the soil and vegetation of the Cerrado *stricto sensu*.

The influence of giant earthworm extraction on soil chemical composition can be explained by the consequent soil revolving, a practice used in agriculture that increases the rate of mineralization of organic matter, and thus the cationic exchange capacity and phosphorus concentration in the soil (Ciotta et al. 2003; Santana et al. 2018). Similarly, soil revolving increases clay decomposition, especially in latosols, which generates an increase in  $Al^{3+}$  concentration (Ronquim 2010). Another effect can be that the aluminum concentration is greater at 15 cm depth than on the surface (Pavinato et al. 2009) which may explain the increase in aluminum in the uppermost layers soil of Cerrado with higher earthworm extraction intensity. Thus, the increase in  $Al^{3+}$  might be an effect of homogenization of the chemical characteristics between the soil surface and deeper layers but without the most of the root biomass that usually chelate  $Al^{3+}$  (Delhaize et al. 1993; Hocking 2001; Kochian et al. 2004). However, by accelerating mineralization processes, the intensity of this long-term disturbance can result in a rapid depletion of soil carbon and nutrient reserves in giant earthworm extraction areas.

As predicted, the giant earthworm extraction has significantly influenced the composition of tree species, and different factors may be behind it. First, the greater availability of nutrients and their ease of uptake (higher CTC) in areas with high intensity of extraction of giant earthworms may have favored a greater diversification of species. In the Cerrado *stricto sensu*, stress factors such as the low availability of soil nutrients act filtering in lower-sized tree species, with slow growth and reduced specific leaf area (Westoby et al. 2002; Hoffmann et al. 2012; Bueno et al. 2013b). In this way, improvements in soil nutritional quality in these areas, even if transient, may have allowed the establishment of other species typical of less dystrophic formations of the Cerrado, such as Cerrado woodland (Cerradão) and seasonal forests (Bueno et al. 2013a; Neri et al. 2013; Meira-Neto et al. 2017). Secondly, the increase in aluminum concentrations may also have acted as an environmental filter, filtering out intolerant species. According to Neri et al. (2013), tree

species of forest physiognomies have higher tolerance to high concentrations of aluminum, which corroborates the feasible occurrence of these species in the altered areas of Cerrado *stricto sensu*. Finally, it is important to mention that, to facilitate the search and capture of minhococu, part of the vegetation that makes up the lower stratum of the vegetation is disturbed or totally removed during the extraction (Paro 2013). In addition to threatening the survival of herbaceous plants, this impact can delay the natural regeneration process of the plant community, mainly because this activity has occurred in the region for more than fifty years, which reinforces the influence of extraction on the composition of tree species.

The fire set by earthworm extractors is not increasing the frequency of fire, demonstrated by the lack of significative influence of earthworm extraction intensity in these variables. The occurrence of natural burning is essential for maintaining diversity and structure of cerrado, especially the Cerrado *stricto sensu* (Lehmann et al. 2014; Pellegrini et al. 2016). However, fire-handling practices in the conservation of APPs and cerrado conservation units are not yet adopted (Durigan and Ratter 2016). In addition, biome fragmentation may be hindering the natural spread of fire in this biome (Abreu et al. 2017).

Thus, in addition to the impacts of the conservation of giant earthworms, the extractivism of this species can cause loss of important ecosystem functions performed by this biome due to change in species composition sensitive to soil chemical alterations. Thus, the regulation and management of giant earthworm extraction might be necessary in order to mitigate the effects on the soil chemical and plant composition of the Cerrado *stricto sensu*. However, further studies are needed to evaluate the effects of the giant earthworm extraction on functional aspects of this ecosystem. For now, it would be necessary rotation between areas to mitigate the extraction intensity in Cerrado and increase environmental supervision mainly in legal preservation areas.

## ACKNOWLEDGEMENTS

The authors thank CNPq (Grant No. 301913/2012-9 and JAAMN holds a productivity fellowship CNPq 307591/2016-6), CAPES (PROAP—PPGBot-UFV and AJPC scholarships), FAPEMIG (Grant No. APQ-01309-16), Botany Graduate Program of Universidade Federal de Viçosa, Floresta Nacional de Paraopeba and Instituto Chico Mendes (for infrastructure).

## REFERENCES

- Abreu RCR, Hoffmann WA, Vasconcelos HL, et al (2017) The biodiversity cost of carbon sequestration in tropical savanna. *Science Advances* 3:e1701284. <https://doi.org/10.1126/sciadv.1701284>
- Bueno ML, Neves DR, Oliveira Filho AT, et al (2013a) A study in an area of transition between seasonally dry tropical forest and mesotrophic cerradão, in mato grosso do sul, southwestern Brazil. *Edinburgh Journal of Botany* 70:469–486. <https://doi.org/10.1017/S0960428613000164>

- Bueno ML, Neves DRM, Souza AF, et al (2013b) Influence of edaphic factors on the floristic composition of an area of cerrado in the Brazilian central-west. *Acta Botanica Brasiliica* 27:445–455. <https://doi.org/10.1590/S0102-33062013000200017>
- Carrié R, Andrieu E, Cunningham SA, et al (2017) Relationships among ecological traits of wild bee communities along gradients of habitat amount and fragmentation. 85–97. <https://doi.org/10.1111/ecog.02632>
- Ciotta MN, Bayer C, Fontoura SMV, et al (2003) Matéria orgânica e aumento da capacidade de troca de cátions em solo com argila de atividade baixa sob plantio direto. *Ciência Rural* 33:1161–1164. <https://doi.org/10.1590/s0103-84782003000600026>
- Delhaize E, Ryan PR, Randall PJ (1993) Aluminum Tolerance in Wheat (*Triticum aestivum* L.) (II. Aluminum-Stimulated Excretion of Malic Acid from Root Apices). *Plant Physiol* 103:695–702
- Drumond MA (2008) Manejo adaptativo do minhocoçu *Rhinodrilus alatus*. Universidade Federal de Minas Gerais
- Drumond MA, Brown GG, Marini-filho OJ (2012) *Rhinodrilus alatus*. 2:125–130
- Drumond MA, Guimarães AQ, Da Silva RHP (2015a) The role of local knowledge and traditional extraction practices in the management of giant earthworms in Brazil. *PLoS ONE* 10:1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123913>
- Drumond MA, Guimarães AQ, El Bizri HR, et al (2013) Life history, distribution and abundance of the giant earthworm *Rhinodrilus alatus* RIGHI 1971: conservation and management implications. 73:699–708. <https://doi.org/10.1590/S1519-69842013000400004>
- Drumond MA, Queiroz A, Hosken R (2015b) The Role of Local Knowledge and Traditional Extraction Practices in the Management of Giant Earthworms in Brazil. 1–19. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0123913>
- Durigan G, Ratter JA (2016) The need for a consistent fire policy for Cerrado conservation. *Journal of Applied Ecology* 53:11–15. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12559>
- Eiten G (1972) The Cerrado Vegetation Of Brazil. *The Botanical Review*. 38:201–327
- Fageria NK, Gheyi HR (1999) Efficient crop production. UFPB, Capina Grande, Brazil
- Gámez-Virués S, Perović DJ, Gossner MM, et al (2015) Landscape simplification filters species traits and drives biotic homogenization. *Nature Communications* 6:8568. <https://doi.org/10.1038/ncomms9568>
- Giroldo AB, Scariot A (2015) Land use and management affects the demography and conservation of an intensively harvested Cerrado fruit tree species. *Biological Conservation* 191:150–158. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.06.020>
- Goodland R, Pollard R (1973) The Brazilian Cerrado Vegetation: A Fertility Gradient. *J Ecol* 61:219–224
- Gottsberger G, Silberbauer-Gottsberger (2006) Life in the Cerrado: a South American Tropical Seasonal Ecosystem. Vol. II. Pollination and Seed Dispersal. Reta, Ulm

- Heringer G, Thiele J (2019) Biological invasion threatens the sandy-savanna Mussununga ecosystem in the Brazilian Atlantic Forest. 5:2045–2057. <https://doi.org/10.1007/s10530-019-01955-5>
- Hocking PJ (2001) Organic acids exuded from roots in phosphorus uptake and aluminum tolerance of plants in acid soils. In: *Advances in Agronomy*. Academic Press, pp 63–97
- Hoffmann WA, Geiger EL, Gotsch SG, et al (2012) Ecological thresholds at the savanna-forest boundary: How plant traits, resources and fire govern the distribution of tropical biomes. *Ecology Letters* 15:759–768. <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2012.01789.x>
- Kochian LV, Hoekenga OA, Piñeros MA (2004) How do crop plants tolerate acid soils? Mechanisms of aluminum tolerance and phosphorous efficiency. *Annual Review of Plant Biology* 55:459–493. <https://doi.org/10.1146/annurev.arplant.55.031903.141655>
- Lehmann CER, Anderson TM, Sankaran M, et al (2014) Savanna Vegetation-Fire-Climate Relationships Differ Among Continents. *Science* 343:548–553. <https://doi.org/10.1126/science.1247355>
- Lloyd J, Bird MI, Vellen L, et al (2008) Contributions of woody and herbaceous vegetation to tropical savanna ecosystem productivity: A quasi-global estimate. *Tree Physiology* 28:451–468. <https://doi.org/10.1093/treephys/28.3.451>
- Lôbo D, Leão T, Melo FPL, et al (2011) Forest fragmentation drives Atlantic forest of northeastern Brazil to biotic homogenization. *Diversity and Distributions* 17:287–296. <https://doi.org/10.1111/j.1472-4642.2010.00739.x>
- Meira-Neto JAA, Tolentino GS, da Silva MCNA, et al (2017) Functional antagonism between nitrogen-fixing leguminous trees and calcicole-drought-tolerant trees in the Cerrado. *Acta Botanica Brasilica* 31:11–18. <https://doi.org/10.1590/0102-33062016abb0380>
- Myers N, Mittermeier RA, Mittermeier CG, et al (2000) Biodiversity hotspots for conservation priorities. *Nature* 403:853–858
- Neri A V., Schaefer CEGR, Silva AF, et al (2012a) the Influence of Soils on the Floristic Composition and Community Structure of an Area of Brazilian Cerrado Vegetation. *Edinburgh Journal of Botany* 69:1–27. <https://doi.org/10.1017/S0960428611000382>
- Neri A V., Schaefer CEGR, Silva AF, et al (2012b) THE INFLUENCE OF SOILS ON THE FLORISTIC COMPOSITION AND COMMUNITY STRUCTURE OF AN AREA OF BRAZILIAN CERRADO VEGETATION. *Edinburgh Journal of Botany* 69:1–27. <https://doi.org/10.1017/S0960428611000382>
- Neri A V., Schaefer CEGR, Souza AL, et al (2013) Pedology and plant physiognomies in the cerrado, Brazil. *Anais da Academia Brasileira de Ciências* 85:87–102. <https://doi.org/10.1590/S0001-37652013000100007>
- Overbeck GE, Vélez-Martin E, Scarano FR, et al (2015) Conservation in Brazil needs to include non-forest ecosystems. *Diversity and Distributions* 21:1455–1460. <https://doi.org/10.1111/ddi.12380>
- Paro SP (2013) Influência de fatores abióticos na diversidade de espécies do estrato herbáceo-subarbustivo em cerrado, FLONA de Paraopeba, MG

- Pavinato PS, Merlin A, Rosolem CA (2009) Soil cation availability as affected by the tillage system. *Revista Brasileira de Ciencia do Solo* 33:1031–1040. <https://doi.org/10.1590/s0100-06832009000400027>
- Pellegrini AFA, Socolar JB, Elsen PR, Giam X (2016) Trade-offs between savanna woody plant diversity and carbon storage in the Brazilian Cerrado. *Global Change Biology* 1–10. <https://doi.org/10.1111/gcb.13259>
- Poisot T, Mouquet N, Gravel D (2013) Trophic complementarity drives the biodiversity-ecosystem functioning relationship in food webs. *Ecology Letters* 16:853–861. <https://doi.org/10.1111/ele.12118>
- Ribeiro EMS, Arroyo-Rodríguez V, Santos BA, et al (2015) Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. *Journal of Applied Ecology* 52:611–620. <https://doi.org/10.1111/1365-2664.12420>
- Ribeiro JF, Walter BMT (1998) Fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: Sano SM, Almeida SP (eds) *Cerrado: ambiente e flora*, ed. Empraba Cerrados, Brasília, pp 89–166
- Rocha-Santos L, Pessoa MS, Cassano CR, et al (2016) The shrinkage of a forest: Landscape-scale deforestation leading to overall changes in local forest structure. *Biological Conservation* 196:1–9. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2016.01.028>
- Ronquim CC (2010) Conceitos de fertilidade do solo e manejo adequado para as regiões tropicais. *Boletim de Pesquisa e Desenvolvimento - Embrapa Monitoramento por Satélite* 351:139–140. [https://doi.org/10.1016/S0140-6736\(05\)78120-4](https://doi.org/10.1016/S0140-6736(05)78120-4)
- Santana JS, Lima EF, Komatsu RS, et al (2018) CARACTERIZAÇÃO FÍSICA E QUÍMICA DE SOLO EM SISTEMAS DE MANEJO PLANTIO DIRETO E CONVENCIONAL. *Enciclopedia Biosfera* 15:22. <https://doi.org/10.18677/EnciBio>
- Schmidt IB, Ticktin T (2012) When lessons from population models and local ecological knowledge coincide - Effects of flower stalk harvesting in the Brazilian savanna. *Biological Conservation* 152:187–195. <https://doi.org/10.1016/j.biocon.2012.03.018>
- Silveira PM;, Zimmermann FJP;, Silva SC da;, Cunha AA da; (2000) Amostragem e variabilidade espacial de características químicas de um latossolo submetido a diferentes sistema de preparo. *Pesquisa Agropecuária Brasileira* 35:2057–2064
- Vegetação DA, Caatinga DA, Castellanos J, et al (2011) Uma Classificação Morfo-Estrutural Para Descrição E a Morpho-Structural Classification for Description and Evaluation of the Biomass of the Caatinga Vegetation. *Revista Brasileira de Geografia Física* 06:225–228. <https://doi.org/10.1007/BF00009452>
- Vourlitis GL, de Almeida Lobo F, Lawrence S, et al (2014) Nutrient resorption in tropical savanna forests and woodlands of central Brazil. *Plant Ecology* 215:963–975. <https://doi.org/10.1007/s11258-014-0348-5>
- Vourlitis GL, de Almeida Lobo F, Lawrence S, et al (2013) Variations in Stand Structure and Diversity along a Soil Fertility Gradient in a Brazilian Savanna (Cerrado) in Southern Mato Grosso. *Soil Science Society of America Journal* 77:1370–1379. <https://doi.org/10.2136/sssaj2012.0336>

Westoby M, Falster DS, Moles AT, et al (2002) Plant ecological strategies: Some leading dimensions of variation between species. *Annual Review of Ecology and Systematics* 33:125–159. <https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.33.010802.150452>

Williams M, Zalasiewicz J, Haff PK, et al (2015) The anthropocene biosphere. *Anthropocene Review* 2:196–219. <https://doi.org/10.1177/2053019615591020>

# CAPÍTULO 5

## ABELHAS E O AMBIENTE: IMPORTÂNCIA, NUTRIÇÃO E SANIDADE

*Data de aceite: 04/07/2022*

### **Márcia Regina Faita**

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC  
Programa de Pós-graduação em Recursos  
Genéticos Vegetais - PPGRGV  
Florianópolis - Santa Catarina – Brazil  
Orcid: 0000-0003-1664-134X

### **Marcos Estevan Kraemer de Moura**

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC  
Programa de Pós-graduação em  
Agroecossistemas - PPGA  
Florianópolis - Santa Catarina – Brazil  
Orcid: 0000-0003-0824-6446

### **Tatiana de Mello Damasco**

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC  
Programa de Pós-graduação em Recursos  
Genéticos Vegetais - PPGRGV  
Florianópolis - Santa Catarina – Brazil  
Orcid: 0000-0003-1508-1088

### **Alex Sandro Poltronieri**

Universidade Federal de Santa Catarina – UFSC  
Departamento de Fitotecnia  
Florianópolis - Santa Catarina - Brazil  
Orcid: 0000-0002-4906-5273

### **Rubens Onofre Nodari**

Universidade Federal de Santa Catarina - UFSC  
Programa de Pós-graduação em Recursos  
Genéticos Vegetais - PPGRGV  
Florianópolis - Santa Catarina - Brazil  
Orcid: 0000-0002-8884-2426

**RESUMO:** As espécies de abelhas agregam uma grande importância a respeito da manutenção

de serviços ecossistêmicos. Essas abelhas são importantes polinizadoras de cultivares agrícolas e plantas nativas, sendo essenciais para manutenção da biodiversidade de produção de alimentos. Além de sua importância ambiental, as abelhas são produtoras de mel e outros produtos apícolas. Apesar da importância social e ambiental das abelhas, elas estão expostas a estressores ambientais e ações antrópicas que comprometem a nutrição e sanidade destes importantes polinizadores. Aqui, reunimos informações sobre os impactos do desmatamento e consequente fragmentação da paisagem e desnutrição na sobrevivência das abelhas.

**PALAVRAS-CHAVE:** Polinizadores, biodiversidade, imunidade, sobrevivência.

### BEES AND THE ENVIRONMENT: IMPORTANCE, NUTRITION AND SANITY

**ABSTRACT:** Bee species add a great importance regarding the maintenance of ecosystem services. These bees are important pollinators of agricultural cultivars and native plants, being essential for the maintenance of food production biodiversity. In addition to their environmental importance, bees are producers of honey and other bee products. Despite the social and environmental importance of bees, they are exposed to environmental stressors and human actions that compromise the nutrition and health of these important pollinators. Here, we gather information on the impacts of deforestation and consequent landscape fragmentation and malnutrition on bee survival.

**KEYWORDS:** Pollinators, biodiversity, immunity,



survival.

## INTRODUÇÃO

O intrínseco conjunto de atributos de uma colônia de abelhas, que na realidade é um superorganismo, quando associados às atividades que desempenham, emergem a condição de uma das principais espécies ligadas a manutenção da vida no planeta. Com o objetivo de aprofundar a compreensão neste contexto, o presente capítulo contempla tópicos relevantes e atuais que impactam a sobrevivência das abelhas. Entre estes tópicos estão a diversidade de espécies, importância ecológica e econômica, impactos do desmatamento e fragmentação da paisagem, a associação entre nutrição e imunidade, bem como demais fatores que comprometem a sanidade das abelhas. Embora outros são igualmente relevantes, os autores elegeram tópicos que refletem as ações antrópicas perturbadoras do meio ambiente, a importância da nutrição saudável e os avanços científicos recentes, que incluem resultados de pesquisa dos próprios autores.

## DIVERSIDADE E IMPORTÂNCIA ECONÔMICA E ECOLÓGICA DAS ABELHAS

No mundo existem 20.473 espécies de abelhas pertencentes a ordem Hymenoptera e a superfamília Apoidea (DISCOVER LIFE, 2022). Destas 77% são solitárias, 9,5% são sociais, 13% são parasitas de ninhada e 0,5% são parasitas sociais. No Brasil, já foram descritas 1909 espécies de abelhas distribuídas pelos diferentes biomas. Destas, 244 são espécies de abelhas-sem-ferrão que apresentam características comportamentais e morfológicas que as distinguem entre si, refletindo adaptações que permitem sua integração harmônica aos biomas em que estão inseridas. As principais características são o tamanho e a cor dos indivíduos, local de nidificação, organização dos ninhos, raio de voo e preferência floral (MELO, 2020).

Além do elevado número de abelhas-sem-ferrão que ocorrem no Brasil (PEDRO, 2014), houve a introdução, da espécie *Apis mellifera* Linnaeu, 1758 (Hymenoptera: Apidae), que está distribuída em todo território nacional e possui elevada importância econômica. *Apis mellifera* se destaca pela produção de mel, própolis e geleia real, além ser polinizadora de cultivares agrícolas (PEGORARO *et al.* 2017). As abelhas-sem-ferrão são espécies sociais e se destacam pela polinização de plantas nativas. Além disso, fazem parte da história e da estrutura epistemológica de muitos povos tradicionais nas Américas, como os Maias no México e os Kayapó no Brasil (CORTOPASSI-LAURINO *et al.* 2006). Esses povos utilizavam os produtos como cera e a resina, para confecção de artefatos e pontas de flechas, o mel, o pólen e as larvas na alimentação. Os produtos elaborados pelas abelhas-sem-ferrão são diferenciados entre as espécies quanto a sua composição físico-química e características sensoriais próprias. Essa composição está relacionada à

origem botânica, ao habitat que circundam a colônia e às características fisiológicas das espécies de abelhas (PIRES *et al.* 2020). Devido a diversidade nos compostos dos produtos das abelhas-sem-ferrão, estudos têm demonstrado seu potencial no uso medicinal como antibacteriano, antioxidante, anti-inflamatória, entre outras (RAO *et al.* 2016).

O processo de evolução e especiação taxonômica das abelhas coincidiu com a evolução de plantas com flores (CAPPELLARI *et al.* 2013). Isso ocorreu devido a dependência das abelhas por recursos florais (néctar e pólen) para sua nutrição, fazendo com que desenvolvessem adaptações corporais para transportar pólen. A principal adaptação foram as corbículas, estruturas côncavas, localizadas no terceiro par de pernas, permitindo que as abelhas transportassem grandes quantidades de pólen e resina de forma eficiente (MICHENER, 2007). Durante a busca por alimento, as abelhas visitam flores da mesma ou de várias plantas e realizam a polinização, que permite a variabilidade genética de populações de plantas que sustentam a biodiversidade, alimentação humana e funções ecossistêmicas (COSTANZA *et al.* 2017).

A importância econômica das abelhas tem sido reconhecida na agricultura mundial, pois na presença delas, algumas espécies vegetais aumentam sua produção em quantidade, valor nutritivo, palatabilidade e durabilidade nas prateleiras (GIANNINI *et al.* 2020). É importante ressaltar que as abelhas são responsáveis pela polinização de 52 das 144 espécies vegetais que são usadas direta e indiretamente na alimentação humana (WOLOWSKI *et al.* 2019). Ainda, Novais *et al.* (2016) alertam sobre a vulnerabilidade do Brasil para uma possível crise de polinizadores, pois sua economia é de base profundamente agrícola, com a produção depende de polinizadores. Esta eminente crise de polinizadores afetaria o produto interno bruto (PIB) do país, reduzindo a contribuição agrícola em até 19,36%, correspondente a aproximadamente 14,56 bilhões de dólares por ano. Rodger *et al.* (2021) avaliaram recentemente que, sem polinizadores, metade de todas as plantas em floração sofreriam um declínio na fertilidade de mais de 80%, enquanto um terço não produziria sementes. Ao facilitar a reprodução vegetal, os polinizadores desempenham uma função ecológica fundamental que apoia a maioria da diversidade vegetal do mundo, e organismos associados, e uma fração significativa da agricultura global (OLLERTON *et al.* 2017).

Ainda sobre a importância econômica das abelhas, podemos citar a atividade de criação de abelhas-sem-ferrão, denominada Meliponicultura, que passou a ser difundida em áreas rurais e urbanas com maior intensidade no Brasil após a sua regulamentação com a Resolução n. 496, de 19 de agosto de 2020 (BRASIL, 2020). Em comunidades rurais, ela tem constituída uma fonte de renda adicional, com a venda dos produtos das abelhas e de colônias (CARVALHO *et al.* 2014). Já em áreas urbanas, essa atividade tem a finalidade de divulgar a importância das abelhas-sem-ferrão (MAIA *et al.* 2015). Adicionalmente, a meliponicultura é considerada uma atividade pertinente ao desenvolvimento sustentável, já que colabora com os serviços ecossistêmicos, apresentando uma importância econômica,

social e ecológica (JAFFÉ *et al.* 2015).

## IMPACTO DO DESMATAMENTO E FRAGMENTAÇÃO DA PAISAGEM SOBRE AS ABELHAS

Os ecossistemas onde as abelhas evoluíram sofreram modificações por perturbações naturais (fogo, enchentes, erupções vulcânicas) e antrópicas (desmatamento, expansão de centros urbanos e da fronteira agrícola e uso de práticas intensivas de agricultura). Essas perturbações causaram diferentes níveis de interferências dentro dos ecossistemas, alterando o clima e a disponibilidade de recursos tróficos para muitas espécies (ALHO, 2010). Desde o período de colonização europeia no Brasil, as formações naturais de florestas foram sendo antropizadas e simplificadas, causando perda da biodiversidade (JAFFÉ *et al.* 2019).

Na segunda metade do século XX essas práticas se acentuaram, onde vários países latino-americanos engajaram-se na Revolução Verde. Essa revolução, possuía um ideário produtivo, com a meta de aumentar a produtividade agrícola, baseada no uso intensivo de insumos químicos e de variedades geneticamente modificadas, em extensos monocultivos (ALTIERI, 2004). Como consequência dessas atividades, muitas paisagens foram simplificadas e, conseqüentemente, ocorreu perda de biodiversidade (FAITA *et al.* 2021). Esses acontecimentos afetam direta e indiretamente as abelhas sociais e solitárias, assim como toda fauna nos ecossistemas.

As abelhas são especialmente sensíveis aos distúrbios causados nos ecossistemas, pois é neles que encontram recursos tróficos e de nidificação. Além disso, algumas características das espécies, faz com elas respondam de diferentes maneiras a estes distúrbios do ambiente. Uma das características importantes é o tamanho corporal, visto que a atividade de forrageio de espécies menores são mais afetadas em locais com atividade antrópica mais intensa (MOURA *et al.* 2022). Além disso, devido à enxameação em curtas distâncias, as abelhas-sem-ferrão não conseguem manter o fluxo gênico em paisagens fragmentadas (GRUTER, 2020). Diante do exposto, fica evidente que as abelhas-sem-ferrão se tornam extremamente suscetíveis a erosão genética, fator ligado a extinções de muitas espécies e que pode acontecer com as abelhas (JAFFÉ *et al.* 2019).

Outros aspectos que podem afetar as abelhas-sem-ferrão são os fatores abióticos presentes nos ecossistemas. Fatores como temperatura, velocidade do vento, umidade do ar, pressão barométrica, luminosidade e chuvas, podem ser modificados por ações antrópicas. Em conjunto, estas condições climáticas são determinantes para a atividade de forrageio das abelhas e, conseqüentemente, o desenvolvimento da colônia (HRNCIR *et al.* 2019). Dentre os fatores climáticos que mais se destacam, está a temperatura, que exerce forte influência nas atividades de forrageamento, pois age diretamente na energia usada para regular a temperatura corporal durante o voo (MAIA-SILVA *et al.* 2020). Sob altas

temperaturas, as abelhas-sem-ferrão sofrem danos na termorregulação da colônia, podendo acarretar na morte de crias e colapso fisiológico de operárias durante o voo (CORREIA *et al.* 2017). Adicionalmente em baixas temperaturas, as abelhas precisam gastar mais energia corporal com tremores musculares, para gerar calor e manter a temperatura interna da colônia (CONTRERA & NIEH, 2007).

A fragmentação dos habitats promove o surgimento de áreas com cobertura vegetal que não apresentam conectividade funcional, trazendo consequências diretas para as espécies de abelhas, já que impede a mobilidade e as interações entre elas. Adicionalmente, a supressão da vegetação nativa para o plantio de extensos monocultivos ou implementação de pastagens, reduz significativamente a quantidade e qualidade de recursos florais, comprometendo a nutrição e a imunidade das abelhas.

## A IMPORTÂNCIA DA NUTRIÇÃO PARA A IMUNIDADE DAS ABELHAS

A redução de espécies vegetais em floração devido ao desmatamento ou a estação do ano (inverno), pode comprometer a nutrição e até mesmo a sobrevivência das colônias. É nas plantas que as abelhas encontram o néctar, a principal fonte de açúcares e energia das abelhas. Além de açúcares, o mel também contém enzimas das glândulas das abelhas (EVANGELISTA–RODRIGUES *et al.* 2006). Muitas destas enzimas, presentes inclusive na geleia real, estão relacionadas à imunidade destes insetos.

Por apresentarem modo de vida social, as abelhas usam comportamentos coletivos para combater as doenças em nível de colônia em um sistema denominado imunidade social (CREMER *et al.* 2007). Deste modo, cada abelha é capaz de se comunicar e responder às condições do ninho fazendo escolhas individuais que afetam a colmeia, de modo que ela funcione de forma coletiva, como um superorganismo (MORITZ & FUCHS, 1998). Um exemplo disso ocorre quando as abelhas identificam a presença do ácaro *Varroa destructor* (Acari: Varroidae) em células de cria, imediatamente fazem a remoção para garantir que o ácaro não prolifere contaminando outros indivíduos. A condição de superorganismo se cristaliza quando a colmeia exposta a estressores que afetam a sua capacidade em manter ou restaurar sua imunidade social, enfraquecem e morrem (NEGRI *et al.* 2019). Dentre estes fatores, destacam-se a relação entre a imunossupressão das abelhas por consequência da desnutrição, parasitas, patógenos, estresse pelo frio, escassez de alimento e exposição a agrotóxicos.

No atual cenário, onde o desmatamento, a monocultura e o uso de agrotóxicos são eventos recorrentes e em sequência, esforços coletivos são necessários para garantir a sanidade das abelhas. As abelhas se diferenciam de todos os demais polinizadores por depender exclusivamente de recursos florais para sua nutrição, em todas as fases de vida (MICHENER, 2007). Coletam néctar, pólen e óleos como fonte de proteínas e carboidratos, respectivamente, para todos os indivíduos da colmeia. Além destes nutrientes, o néctar e o

pólen contem fitoquímicos que desempenham importante papel na saúde dos polinizadores através do fortalecimento do sistema imunológico. Além disso, as abelhas desenvolveram a capacidade de identificar as plantas que fornecem estes fitoquímicos, passando a forragear de acordo com suas necessidades, em um sistema de automedicação (SIMONE-FINSTROM, 2017). O armazenamento de alimentos nas colmeias, permite ainda que elas consigam ter acesso aos fitoquímicos mesmo quando as plantas fornecedoras não estejam em floração (NEGRI *et al.* 2019).

Os fitoquímicos estão presentes no pólen e no néctar. Os metabólitos secundários como alcaloides, ácidos fenólicos e flavonoides, são importantes na imunidade das abelhas, estando relacionados com a diminuição da carga de parasitas e patógenos em indivíduos infectados. De acordo com Szawarski *et al.* (2019), o ácido abscísico (ABA) melhorou: 1) a expressão de genes envolvidos em processos metabólicos e respostas ao estresse por baixas temperaturas, 2) aumentou a longevidade individual de abelhas e a sobrevivência de colônia no inverno, 3) reduziu o nível de infestação por *Nosema spp.*, 4) melhorou a cicatrização de feridas em larvas após o parasitismo de *V. destructor* e 5) aumentou a tolerância das abelhas à agrotóxicos.

As abelhas eussociais co-evoluíram também com uma comunidade diversificada e benéfica de microrganismos, comumente chamada de microbioma. Estes microrganismos, especializados e socialmente transmitidos, podem ser encontrados no mel, pólen, cerume e no intestino destes insetos. Os principais microrganismos que vivem em colônias de abelhas são leveduras, bolores e bactérias, desempenhando um papel importante para a nutrição das abelhas e proteção contra patógenos (ANDERSON *et al.*2011). Mudanças na composição florística da paisagem, com aumento de ambientes agrícolas e urbanos onde há predomínio de monocultivos e plantas exóticas, forçam as abelhas a forragear em espécies vegetais não nativas, com as quais não co-evoluíram, reduzindo a diversidade microbiana do pão de abelha (DONKERSLEY *et al.* 2018). A baixa diversidade polínica do pão de abelha proveniente de colônias situadas em paisagens alteradas sugere a incapacidade das abelhas de recrutar microbiota diversa, com consequências negativas para seu microbioma intestinal e a aptidão em resistir à patógenos (TIAN *et al.*2012). Adicionalmente, a estrutura do microbioma das abelhas pode ser influenciada por diferentes estressores, com destaque para agrotóxicos e a má nutrição (DI-PASQUALE *et al.* 2013).

Assim, a boa nutrição é relevante com a adaptação a um ambiente e à sobrevivência das colmeias. Portanto, as abelhas devem ter motivo e vontade para ir a busca do bom alimento. Recentemente, foi descoberto que a regulação da dopamina, um neurotransmissor, também é um componente importante da motivação das abelhas *A. mellifera* quererem ou demandarem algo que é insuficiente ou está faltando (HUANG *et al.*2022). Os autores monitoraram o comportamento de forrageamento e dança e quantificaram a dopamina no cérebro das abelhas. Os resultados indicaram que um sistema de carência dependente de dopamina é ativado transitoriamente no cérebro da abelha pelo aumento do apetite e

da recordação individual de fontes de alimentos rentáveis (satisfatórios, desejáveis), tanto durante o voo de ida e volta a fonte, como durante a dança que realizam na volta a colmeia (HUANG *et al.*2022). Este estudo comprova mais uma vez, que o sistema de desejos integra os níveis social e individual das abelhas e reforça o conceito de que a colmeia é um superorganismo.

A partir dessas informações, fica evidente que a sanidade das colmeias depende fundamentalmente da sua nutrição, mais precisamente, da qualidade dos recursos que as abelhas encontram no ambiente. Restrições na diversidade de nutrientes podem resultar em abelhas incapazes de estabelecer uma defesa imunológica eficiente, representando um risco maior para adoecerem. É importante destacar que, embora o sistema imunológico das abelhas seja semelhante ao de outros insetos, elas possuem menos genes associados a esta característica. O mapeamento completo do genoma de *A. mellifera*, *Drosophila melanogaster* (Diptera: Drosophilidae), *Anopheles gambiae* (Diptera: Culicidae) mostrou que as abelhas possuem aproximadamente um terço dos genes para imunidade quando comparadas com *D. melanogaster* e *A. gambiae* (EVANS *et al.* 2006). Por outro lado, *A. mellifera* possui mais genes para receptores de odor e genes específicos que regulam a coleta de pólen e néctar, o que é coerente com seu comportamento e organização social (HGSC, 2006). A redução no número de genes imunológicos reforça a importância da imunidade social e da nutrição das abelhas.

## **FATORES ADICIONAIS QUE COMPROMETEM A SANIDADE E A SOBREVIVÊNCIA DAS ABELHAS**

As populações de abelhas, tanto nativas quanto exóticas, criadas de forma racional ou não, estão diminuindo constantemente. A ação antrópica sobre paisagens naturais, promove alterações no conjunto de componentes necessários à sobrevivência de vários organismos, em particular, as abelhas (FAITA *et al.* 2021). Os impactos causados pelas atividades humanas incluem uso intensivo da terra, monocultura, uso excessivo de agrotóxicos e elevação de temperaturas associadas às mudanças climáticas (GOULSON *et al.* 2015; FAO, 2022), além de variedades transgênicas. Em conjunto, essas práticas comprometem a saúde das abelhas por causarem carência nutricional, debilitar o sistema imunológico e deixá-las vulneráveis a parasitas e patógenos, além de reduzir os locais de nidificação (FAITA *et al.*2021).

Consideradas importantes bioindicadores de qualidade ambiental, as abelhas desenvolvem relações com a flora local (MOUGA; KRUG, 2010) que garantem o equilíbrio dos ecossistemas. Através da polinização, há produção de frutas e sementes que são essenciais para manutenção de distintas teias tróficas em ambientes naturais, além da produção de alimento para o consumo humano. Entretanto, em sua atividade de forrageio, as abelhas podem entrar em contato com diferentes contaminantes, que podem ser

identificados em produtos como mel e pólen (DE OLIVEIRA DINIZ *et al.* 2020). Nessa perspectiva, algumas espécies de abelhas são mais afetadas do que outras, como é o caso da abelha *Melipona quadrifasciata* (Hymenoptera: Apidae: Meliponini). Esta espécie, considerada ameaçada de extinção, desapareceu da natureza no Sul do Brasil, sendo mantida exclusivamente em colônias geridas para fins comerciais e recreativos (DÍAZ *et al.* 2017). Adicionalmente, colônias de *M. quadrifasciata* são afetadas por uma síndrome anual que causa morte súbita de operárias, eventualmente levando tais colônias ao colapso (DÍAZ *et al.* 2017; CAESAR *et al.* 2019).

Além do declínio das populações de abelhas silvestres, a mortalidades sucessivas de espécies manejadas como *A. mellifera*, têm sido registradas em diferentes partes do mundo (SÁNCHEZ-BAYO; GOKA, 2014). No Brasil, episódios de intoxicação aguda promoveram elevada mortalidade de abelhas melíferas entre outubro de 2018 e março de 2019. Por exemplo, o laudo técnico do Laboratório Nacional Agropecuário do Rio Grande do Sul (Lanagro-RS), do Ministério da Agricultura, Pecuária e Abastecimento (MAPA), encontrou cinco tipos de agrotóxicos nas abelhas mortas, no mel, nas crias e nos favos (FAITA *et al.* 2021). Como mencionado anteriormente, as abelhas apresentam menor número de genes relacionados a imunidade, o que inclui também, menos genes que codificam proteínas para desintoxicação (EVANS *et al.* 2006). Deste modo, as abelhas apresentam maior sensibilidade aos agrotóxicos quando comparadas a outros insetos (CLAUDIANOS *et al.* 2006).

A determinação do risco de um agrotóxico sobre os insetos deve, essencialmente, considerar a sua biologia, além das características químicas dos produtos formulados. Em abelhas, existem variações na sensibilidade entre espécies, onde abelhas não pertencentes ao gênero *Apis* são menos tolerantes aos agrotóxicos do que abelhas deste gênero (ARENA; SGOLASTRA, 2014). Adicionalmente, a exposição contínua a resíduos de agrotóxicos presentes no pólen, néctar e na água, assim como a persistência destes contaminantes na colmeia, causam efeitos crônicos (SANCHEZ-BAYO; GOKA, 2014).

Outro aspecto importante que deve ser considerado, diz respeito aos produtos que, a priori, não deveriam causar danos às abelhas. Este é o caso, por exemplo, dos herbicidas, desenvolvidos para matar plantas, que prejudicam as abelhas de forma direta e indireta. Além de promoverem a redução de plantas com flores – que seria o efeito direto em plantas, mas indireto para abelhas – pois diminuem a oferta de recursos tróficos, os herbicidas exercem efeito tóxico às abelhas, causando efeitos subletais. Contudo, os danos em geral não são facilmente identificados em atividades rotineiras de um apiário, mas ainda assim, comprometem a nutrição e a imunidade social das abelhas (CHAVES *et al.* 2021). Entre os efeitos conhecidos dos herbicidas, mais precisamente das formulações a base de glifosato, podemos citar as alterações no microbioma intestinal das abelhas (MOTTA *et al.* 2018), degeneração prematura das glândulas hipofaríngeas de *A. mellifera* (FAITA *et al.* 2018), redução de 47,67 % na produção de geleia real (CHAVES *et al.* 2021) e diminuição



significativa da quantidade de MRJP3, a principal proteína relacionada a imunidade social de *A. mellifera* (FAITA *et al.* 2022), entre outros.

Como efeito da exposição de *A. mellifera* ao Roundup®, uma das formulações comerciais de herbicidas a base de glifosato, observamos o aumento da mortalidade das abelhas expostas simultaneamente ao herbicida e ao microsporídio *Nosema* spp., (FAITA *et al.* 2020) causador da nosemose. A nosemose é uma das principais doenças apícolas, provocada por um fungo microsporídio entomopatogênico (KEELING; FAST, 2002). São conhecidas duas espécies que afetam as abelhas - *Nosema apis* e *Nosema ceranae* - ambos com distribuição mundial (KLEE *et al.* 2007). São parasitas intracelulares obrigatórios que infectam células da mucosa do intestino médio de indivíduos adultos e causam alterações metabólicas (ANTÚNEZ *et al.* 2009). A infecção das abelhas ocorre pela ingestão de esporos maduros, possivelmente durante as atividades de higienização da colmeia, do forrageamento, ou através de trofolaxia (HIGES *et al.* 2009). As abelhas expostas a resíduos de agrotóxicos durante o desenvolvimento larval são mais suscetíveis à infecção por *Nosema* spp. (PETTIS *et al.* 2013), o que confirma o comprometimento do seu sistema imunológico devido a ação dos agrotóxicos.

Outro fator importante ligado a sanidade das abelhas é o comportamento higiênico, que está associado a capacidade destes insetos em identificar e remover da colmeia potenciais focos de doenças, como crias mortas. O comportamento higiênico é uma característica hereditária, ligada a genes relacionados com a imunidade social, assim como a autolimpeza (ou *grooming*) (LARSEN *et al.* 2019). Em conjunto, estes comportamentos contribuem para o controle de parasitas como o ácaro *V. destructor*. O ácaro *V. destructor* é um importante ectoparasita de *A. mellifera* que se alimenta da hemolinfa e do corpo gorduroso das abelhas (RAMSEY *et al.* 2019), reduzindo o metabolismo de proteínas essenciais ao sistema imune do inseto (Alaux *et al.* 2011), além de ser vetor de viroses ( TRAYNOR *et al.* 2020). No contexto em que as abelhas estão expostas a múltiplos estressores, como os agrotóxicos, os comportamentos sociais de limpeza são afetados, favorecendo a proliferação de *V. destructor*. Somados a isso, a desnutrição e o comprometimento da imunidade das abelhas promovem situações de enfraquecimento irreversível e, conseqüente, morte de colmeias.

## CONSIDERAÇÕES FINAIS

A nutrição com recursos tróficos saudáveis e sem resíduos de agroquímicos se constitui na essência da saúde das abelhas. Importante salientar o querer forragear os recursos desejáveis e saudáveis pelas abelhas para o benefício da colmeia.

Embora exista um consenso sobre a relevância das abelhas e da polinização para a manutenção da vida, inclusive da civilização humana, as alterações ambientais promovidas pelo homem estão comprometendo a sobrevivência destes insetos. Independente da finalidade, as mudanças na forma de uso e ocupação do solo estão ligadas a redução das

populações de abelhas, contribuindo até para a extinção de espécies.

As causas do declínio das abelhas, que geraram preocupações e motivaram pesquisas no mundo inteiro, já são conhecidas. Neste sentido, é possível que os resultados produzidos pela comunidade científica sejam utilizados para direcionar ações que interrompam a perda destes importantes polinizadores, impedindo que atinja níveis irreversíveis.

## REFERÊNCIAS

ALHO, C. J. R. **Importância da biodiversidade para a saúde humana: uma perspectiva ecológica.** Estudos Avançados, v. 26, n. 74, p. 151–166, 2012.

ALTIERI, M. A. **Agroecologia: as bases científicas da agricultura alternativa.** 4. ed. – Porto Alegre: Editora da UFRGS, 2004. 23 p.

ANDERSON, K. E. *et al.* **An emerging paradigm of colony health: microbial balance of the honey bee and hive (*Apis mellifera*).** Insectes Sociaux, v. 58, n. 4, p. 431-444, 2011. <http://dx.doi.org/10.1007/s00040-011-0194-6>.

ANTÚNEZ, K.; MARTÍN-HERNÁNDEZ, R.; PRIETO, L.; MEANA, A.; ZUNINO, P.; HIGES, M. (2009) Immune suppression in the honey bee (*Apis mellifera*) following infection by *Nosema ceranae* (Microsporidia). *Environ Microbiol* 11(9).

ARENA, M.; SGOLASTRA, F. **A meta-analysis comparing the sensitivity of bees to pesticides.** *Ecotoxicology*, v. 23, n. 3, p.324–334, 2014. doi: 10.1007/s10646-014-1190-1

BRASIL. Ministério do Meio Ambiente. Conselho Nacional do Meio Ambiente. Resolução n. 496, de 19 de agosto de 2020. Disciplina o uso e o manejo sustentáveis das abelhas-nativas-sem-ferrão em meliponicultura. **Diário Oficial da União**, Brasília, DF, 19 de agosto de 2020.

CAESAR, L. *et al.* **Longitudinal survey reveals delayed effects of low gene expression on stingless bee colony health.** *Journal of Apicultural Research*, p. 1-10, 19 ago. 2021. <http://dx.doi.org/10.1080/00218839.2021.1962123>

CAPPELLARI, S. C.; SCHAEFER, H.; DAVIS, C. C. **Evolution: Pollen or Pollinators — Which Came First?** *Current Biology*, v. 23, n. 8, p. R316–R318, 2013.

CARVALHO, R. M. A.; MARTINS, C. F.; MOURÃO, J. S. **Meliponiculture in Quilombola communities of Ipiranga and Gurugi, Paraíba state, Brazil: An ethnoecological approach.** *Journal of Ethnobiology and Ethnomedicine*, v. 10, n. 1, 2014.

CHAVES, A., *et al.* **Effects of glyphosate-based herbicide on royal jelly production of *Apis mellifera* (Hymenoptera: Apidae) in field conditions.** *Journal Apicultural Research*, v. 60, n. 2, p. 277–279, 2021. <https://doi.org/10.1080/00218839.2020.1844463>.

CLAUDIANOS, C.; RANSON, H.; JOHNSON, R. M.; BISWAS, S.; SCHULER, M. A.; BERENBAUM, M. R.; FEYEREISEN, R.; OAKESHOTT, J. G. **A deficit of detoxification enzymes: Pesticide sensitivity and environmental response in the honeybee.** *Insect Molecular Biology*, v. 15, n. 5, p. 615–636, 2006. doi: 10.1111/j.1365-2583.2006.00672.x

CORREIA, F. C. S.; PERUQUETTI, R. C.; SILVA, A. R.; GOMES, F. A. **Distância de voo para forrageamento da abelha Uruçu Beijo (*Melipona eburnea* Friese, 1900)**. Arquivos de Ciências Veterinárias e Zoologia da UNIPAR, v. 20, n. 3, p. 143–146, 2017.

CORTOPASSI-LAURINO, M.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L.; ROUBIK, D. W.; DOLLIN, A.; HEARD, T.; AGUILAR, I.; VENTURIERI, G. C.; EARDLEY, C.; NOGUEIRA-NETO, P. **Global meliponiculture: challenges and opportunities**. Apidologie, v. 37, n. 2, p. 275–292, 22, 2006.

COSTANZA, R.; GROOT, R.; BRAAT, L.; KUBISZEWSKI, I.; FIORAMONTI, L.; SUTTON, P.; FARBER, S.; GRASOO, M. **Twenty years of ecosystem services: How far have we come and how far do we still need to go?** Ecosystem Services, v. 28, p. 1–16, 2017.

CREMER, S.; ARMITAGE, S. A. O.; SCHMID-HEMPEL, P. **Social Immunity**. Current Biology, v. 17, n. 16, R693–R702, 2007. <https://doi.org/10.1016/j.cub.2007.06.008>

DÍAZ, S. *et al.* **Report on the microbiota of *Melipona quadrifasciata* affected by a recurrent disease**. Journal of Invertebrate Pathology, v. 143, p. 35-39, 2017. <http://dx.doi.org/10.1016/j.jip.2016.11.012>

DISCOVER LIFE 2020. Disponível em: <[https://www.discoverlife.org/mp/20q?guide=Apoidea\\_species&flags=HAS](https://www.discoverlife.org/mp/20q?guide=Apoidea_species&flags=HAS)>. Acesso em: 06 jun. 2022.

DI PASQUALE, G. *et al.* **Influence of pollen nutrition on honey bee health: Do pollen quality and diversity matter?** PLoS ONE, v. 8, n. 8, 2013. <https://doi.org/10.1371/journal.pone.0072016>

DE OLIVEIRA DINIZ, T., *et al.* **Abelhas como bioindicadores ambientais**. In: OLIVEIRA-JUNIOR, J. M. B.; CALVÃO, L. B. (Orgs) **A interface do conhecimento sobre abelhas**. Ponta Grossa, PR: Atena, p. 10-18, 2020.

DONKERSLEY, P. *et al.* **Bacterial communities associated with honeybee food stores are correlated with land use**. Ecology and Evolution, v. 8, n. 10, p. 4743-4756, 2018. <http://dx.doi.org/10.1002/ece3.3999>

EVANGELISTA-RODRIGUES, A.; SILVA, E. M. S.; BESERRA, E. M. F. **Análise físico-química dos méis das abelhas *Apis mellifera* e *Melipona scutellaris* produzidos em regiões distintas no Estado da Paraíba**. Ciência Rural, v. 35, p. 1166-1171, 2006.

EVANS J. D. *et al.* **Immune pathways and defense mechanisms in honey bees *Apis mellifera***. Ins Molec Biol, v. 15, n. 5, p. 645–656, 2006.

FAITA, M. R. *et al.* **Changes in hypopharyngeal glands of nurse bees (*Apis mellifera*) induced by pollen-containing sublethal doses of the herbicide Roundup®**. Chemosphere, v. 211, p. 566-572, 2018. <http://dx.doi.org/10.1016/j.chemosphere.2018.07.189x>

FAITA, M. R. *et al.* **Glyphosate-based herbicides and *Nosema* sp. microsporidia reduce honey bee (*Apis mellifera* L.) survivability under laboratory conditions**. Journal of Apicultural Research, v. 60, p. 1–11, 2020. doi: 10.1080/00218839.2020.1736782

FAITA, M. R.; CHAVES, A.; NODARI, R. O. **A expansão do agronegócio: impactos nefastos do desmatamento, agrotóxicos e transgênicos nas abelhas**. Desenvolvimento e Meio Ambiente, v. 57, p. 79–105, 2021.

FAITA, R. M. *et al.* **Proteomic profiling of royal jelly produced by *Apis mellifera* L. exposed to food containing herbicide-based glyphosate.** *Chemosphere*, v. 292, 2022.

FAO, Food and Agriculture Organization. **Dia Internacional das Abelhas: polinizadoras essenciais para 2022.** Disponível em: <https://www.fao.org/brasil/noticias/detail-events/es/c/1195001/>. Acesso em: 15 mar. 2022.

GIANNINI, T. C.; *et al.* **Unveiling the contribution of bee pollinators to Brazilian crops with implications for bee management.** *Apidologie*, v. 51, n. 3, p. 406–421, 2020.

GIANNINI, T. C.; *et al.*, **Crop pollinators in Brazil: a review of reported interactions.** *Apidologie*, v. 46, n. 2, p. 209–223, 2015.

GOULSON, D. *et al.* **Bee declines driven by combined stress from parasites, pesticides, and lack of flowers.** *Science*, v. 347, n. 6229, 2015. <http://dx.doi.org/10.1126/science.1255957>

GRÜTER, C. **Stingless Bees: Their Behaviour, Ecology and Evolution.** 1<sup>a</sup> ed. Suíça: Springer International Publishing, p. 385, 2020.

HGSC (The Honeybee Genome Sequencing Consortium). **Insights into social insects from the genome of the honeybee *Apis mellifera*.** *Nature*, v. 443, p. 931–949, 2006.

HIGES, M. *et al.* **The presence of *Nosema ceranae* (Microsporidia) in North African honey bees (*Apis mellifera intermissa*).** *Journal of Apicultural Research and Bee World*, v. 48, n. 3, p. 217–219, 2009.

HRNCIR, M. *et al.* **Stingless bees and their adaptations to extreme environments.** *Journal of Comparative Physiology A: Neuroethology, Sensory, Neural, and Behavioral Physiology*, v. 205, p. 415–426, 2019.

JAFFÉ, R. *et al.* **Landscape genomics to the rescue of a tropical bee threatened by habitat loss and climate change.** *Evolutionary Applications*, v. 12, n. 6, p. 1164–1177, 2019. <http://dx.doi.org/10.1111/eva.12794>

HUANG, J. *et al.* **Food wanting is mediated by transient activation of dopaminergic signaling in the honey bee brain.** *Science*, v. 376, n. 6592, p.508–512, 2022. Doi: 10.1126/science.abn9920

KEELING, P. J.; FAST, N. M. **Microsporidia: Biology and evolution of highly reduced intracellular parasites.** *Annual Review of Microbiology*, v. 56, p. 93–116, 2002.

KLEE, J.; *et al.* **Widespread dispersal of the microsporidian *Nosema ceranae*, an emergent pathogen of the western honey bee, *Apis mellifera*.** *Journal of invertebrate pathology*, v. 96, p. 1–10, 2007.

LARSEN, A. *et al.* **Fundamentals of the honey bee (*Apis mellifera*) immune system. Review.** *Revista Mexicana de Ciencias Pecuarias*, v. 10, n. 3, p. 705–728, 2019. <https://doi.org/10.22319/rmcp.v10i3.4785>

MAIA, U. M.; JAFFÉ, R.; CARVALHO, A. T.; IMPERATRIZ-FONSECA, V. L. **Meliponicultura no Rio Grande do Norte.** *Revista Brasileira de Medicina Veterinária*, v. 37, n. 4, p. 327–333, 2015.

MAIA-SILVA, C. *et al.* **Stingless Bees (*Melipona subnitida*) Overcome Severe Drought Events in the Brazilian Tropical Dry Forest by Opting for High-Profit Food Sources.** Neotropical Entomology, v. 49, n. 4, p. 595-603, 2020. <http://dx.doi.org/10.1007/s13744-019-00756-8>

MELO, G. A. R. **Stingless Bees (Meliponini).** Encyclopedia of Social Insects, p. 1–18, 2020.

MICHENER, C. D. **The bees of the word.** 2<sup>a</sup> ed. Baltimore: Johns Hopkins, p. 952, 2007.

MORITZ F.A., R.; FUCHS, S. **Organization of honeybee colonies: characteristics and consequences of a superorganism concept.** Apidologie, v. 29, n. 1, p. 7–21, 1998. <https://doi.org/https://doi.org/10.1051/apido:19980101>,

MOTTA, E. V. S. *et al.* **Glyphosate perturbs the gut microbiota of honey bees.** Proceedings of the National Academy of Sciences of the United States of America, v. 115, n. 41, 2018. <https://doi.org/10.1073/pnas.1803880115>.

MOUGA, D. M. D. S.; C. KRUG. **Comunidade de abelhas nativas (Apidae) em floresta ombrófila densa montana em Santa Catarina.** Zoologia, v. 27, n. 1, p. 71-79, 2010.

MOURA, M. E. K. *et al.* **Influence of some abiotic factors on the flight activity of stingless bees (Hymenoptera: Meliponini) in southern Brazil.** Journal of Apicultural Research, p. 1-7, 2022. <http://dx.doi.org/10.1080/00218839.2022.2028968>

NEGRI, P.; *et al.* **Towards precision nutrition: A novel concept linking phytochemicals, immune response and honey bee health.** Insects, v. 10, n. 11, p. 401–430, 2019. doi: 10.3390/insects10110401

NOVAIS, S. M. A.; *et al.* **Effects of a possible pollinator crisis on food crop production in Brazil.** PLoS ONE, v. 11, n. 11, p. 1–12, 2016.

OLLERTON, J.; WINFREE, R.; TARRANT, S. **How many flowering plants are pollinated by animals?** Oikos, v. 120, n. 3, p. 321–326, 2011.

PEDRO, S. R. M. **The stingless bee fauna in Brazil (Hymenoptera: Apidae).** Sociobiology, v. 61, n. 4, p. 348–354, 2014.

PEGORARO, A. *et al.* **Aspectos práticos e técnicos da apicultura no Sul do Brasil.** Curitiba, PR: Universidade Federal do Paraná, 2017

PETTIS, J.S.; *et al.* **Crop pollination exposes honey bees to pesticides which alters their susceptibility to the gut pathogen *Nosema ceranae*.** PLoS One, v.8, e70182, 2013. DOI: 10.1371/journal.pone.0070182.

PIRES, A. P. *et al.* **Análise sensorial de méis de duas espécies de abelhas sem ferrão de Santarém, Pará.** Brazilian Journal of Development, v. 6, n. 9, p. 72680–72693, 2020.

RAMSEY, S. D. *et al.* **Varroa destructor feeds primarily on honey bee fat body tissue and not hemolymph.** Proceedings of the national academy of sciences, v. 116, n. 5, p. 1792-1801, 2019.

RAO, P. V. *et al.* **Biological and therapeutic effects of honey produced by honey bees and stingless bees: a comparative review.** Revista Brasileira de Farmacognosia, v. 26, n. 5, p. 657–664, 2016.

RODGER, J. G. *et al.* **Widespread vulnerability of flowering plant seed production to pollinator declines.** Science Advances, v. 7, n. 42, 2021. <http://dx.doi.org/10.1126/sciadv.abd3524>

SÁNCHEZ-BAYO, F.; GOKA, K. **Pesticide residues and bees - A risk assessment.** PLoS ONE, 9(4), e94482, 2014. doi:10.1371/journal.pone.0094482

SIMONE-FINSTROM, M. **Social immunity and the superorganism: Behavioral defenses protecting honey bee colonies from pathogens and parasites.** Bee World, v. 94, p. 21–29, 2017.

SZAWARSKI, N. *et al.* **Effect of abscisic acid (ABA) combined with two different beekeeping nutritional strategies to confront overwintering: Studies on honey bees' population dynamics and nosemosis.** Insects, v. 10, n. 10, p. 329, 2019.

TIAN, B. *et al.* **Long-Term Exposure to Antibiotics Has Caused Accumulation of Resistance Determinants in the Gut Microbiota of Honeybees.** Mbio, v. 3, n. 6, 2012. <http://dx.doi.org/10.1128/mbio.00377-12>

TRAYNOR K. S, *et al.* **A. Varroa destructor: A Complex Parasite, Crippling Honey Bees Worldwide.** Trends in Parasitology, v. 36, n. 7, p. 592-606, 2020. [10.1016/j.pt.2020.04.004](https://doi.org/10.1016/j.pt.2020.04.004)

WOLOWSKI, M. *et al.* **Relatório temático sobre polinização, polinizadores e produção de alimentos no Brasil.** São Paulo: Editora Cubo, 2019. <https://doi.org/10.4322/978-85-60064-83-0>.

## PARÁMETROS DE CALIDAD DE MIEL DE ABEJAS *Apis mellífera* EN APIARIOS DE LA ZONA RURAL MANABITA

Data de aceite: 04/07/2022

### Telly Yarita Macías Zambrano

Universidad de Palermo, Buenos Aires,  
Argentina

### María Rodríguez Gámez

Universidad Técnica de Manabí, Portoviejo,  
Ecuador

### Teresa Viviana Moreira Vera

Universidad Técnica de Manabí, Portoviejo,  
Ecuador

### Rosario Beatriz Mera Macías

Universidad Técnica de Manabí, Portoviejo,  
Ecuador

### Tanya Beatriz Bravo Mero

Universidad Técnica de Manabí, Portoviejo,  
Ecuador

**RESUMEN:** La apicultura es una actividad que complementa la agricultura. Con el objetivo de determinar los parámetros de calidad en apiarios de 2 cantones de la provincia de Manabí, se realizaron análisis de calidad a 5 muestras de miel de abejas, que fueron seleccionados mediante un esquema de muestreo estratificado. Como resultados se obtuvo parámetros físicos y químicos de calidad como la acidez libre, acidez total, lactonas, sólidos insolubles, sólidos totales, conductividad eléctrica, Ph; parámetros químicos de calidad de la miel como la humedad, azúcares, fructosa, sacarosa, glucosa y cenizas, así como parámetros de frescura de la miel como

el hidroximetilfurfural y la actividad diastásica, dentro de los parámetros establecidos por la norma técnica NTE INEN 1472, cumpliendo con los parámetros de calidad establecidos por la norma ecuatoriana y el CODEX internacional. Se concluye que la producción apícola estudiada cumple con la normativa ecuatoriana que regula la producción y comercialización de la miel de abejas dentro del país.

**PALABRAS CLAVE:** *Apiario, apicultura, Apis mellifera, miel de abejas.*

**ABSTRACT:** Beekeeping is an activity that complements agriculture. In order to determine the quality parameters in apiaries of 2 cantons of the province of Manabí, quality analyzes were carried out on 5 honey bee samples, which were selected through a stratified sampling scheme. As results, physical and chemical parameters of quality were obtained such as free acidity, total acidity, lactones, insoluble solids, total solids, electrical conductivity, Ph; Chemical parameters of honey quality such as humidity, sugars, fructose, sucrose, glucose and ashes, as well as honey freshness parameters such as hydroxymethylfurfural and diastatic activity, within the parameters established by the technical standard NTE INEN 1472, that is to say that they comply with the quality parameters established by the Ecuadorian norm and the international CODEX. It is concluded that the bee production studied complies with the Ecuadorian regulations that regulate the production and marketing of honey in the country.

**KEYWORDS:** *Apiary, beekeeping, Apis mellifera, honey.*



## INTRODUCCIÓN

Siguiendo la trayectoria de las abejas para mejorar el manejo y recolección de miel, el primer registro que se encuentra de la apicultura donde se usan colmenas y se cosecha la miel, se tiene en Egipto en el año 2,400 A.C. (Lino-Lazo, F., 2002). Existen dos grandes grupos de abejas productoras de miel: con aguijón (*Apis mellifera*) y sin aguijón. Desde la antigüedad, la miel de abeja ha sido reconocida por sus propiedades antiinflamatorias y antibacterianas. (*Meliponini*) (Zamora, L. & Arias, M., 2011). La miel es un producto natural ideal para la alimentación, compuesta por azúcares simples como la glucosa (34 %) y fructosa (38 %), que no necesitan transformación por los jugos gástricos para ser digeridos. Por lo cual, casi la totalidad de los azúcares contenidos en la miel (sacarosa, maltosa, melicitosa), una vez ingerida, pueden ser asimilados y pasar a la sangre donde proporcionan calor y energía. Contiene importantes enzimas que facilitan la digestión y en razón de su alto contenido, Bianchi (1990) citado por (Subovsky, M.; Sosa, A. & Castillo, A., 2003). La miel puede clasificarse por el origen y tratamiento. Por el origen botánico está la miel de flores proveniente del néctar de las flores, monoflorales y poliflorales y la miel de mieladas de la exudación de las partes vivas de las plantas o presentes en ellas. Por su elaboración se clasifican en miel de panal, que es la depositada por las abejas en panales de reciente construcción y sin larvas; miel centrifugada obtenida mediante centrifugación de los panales desoperculados, sin larvas y, la miel prensada, obtenida de la compresión de los panales, sin larvas, con o sin aplicación de calor moderado (Subovsky, M., Castillo, A., Sosa, A. & Cano, N., 2002).

La composición química de la miel depende en gran medida de los tipos de flores visitadas por las abejas durante la recolección de néctar y polen, así como estas especies vegetales, dependen de las condiciones regionales del clima que prevalecen en los sitios donde se encuentran localizados los apiarios (Moo-Huchin, Sauri-Duch, Moo-huchin & López-Ponce, 2015). Debido al avance de la apicultura, para la miel de *Apis mellifera* existen procedimientos estándar de extracción y normatividad para controlar su calidad los cuales son alcanzables debido a su bajo contenido de humedad en promedio del 18% (Velásquez et al., 2013) (Olaya-Sarmiento, P.; Gutiérrez-Cortés, C. & Hernández, C., 2014). Los estándares de calidad válidos para la comercialización de mieles a nivel mundial están establecidos en el Codex Alimentarius (FAO, 2013).

La International Honey Comisión (IHC, 1990) establece que con los métodos analíticos modernos se permite obtener resultados mejores y más rápidos (Bogdanov, S.; Martin, P. y Lullman, C., 2000). Para determinar la calidad de la miel de abejas existen varios métodos, según Missio et al. (2016) citado por (Pineda Ballesteros, E., Castellanos Riveros, A., y Téllez Acuña, F. R., 2019), las propiedades sensoriales y fisicoquímicas se definen por el color y la cantidad mínima o máxima relacionada con los parámetros de madurez, pureza y deterioro de las mieles.

Para determinar la madurez se evalúa el contenido de azúcar, de hidroximetilfurfural (HMF), la acidez, la actividad diastásica y la humedad, y para determinar la pureza, se analiza el contenido de cenizas, la conductividad eléctrica y los sólidos insolubles en agua. Tanto el color como el sabor y el origen geográfico dependen del tipo de suelo en el que crecen las flores de las cuales se recolecta el néctar. Un color oscuro en la miel puede desarrollarse durante el almacenamiento y también puede estar relacionado con la temperatura de almacenamiento o la composición de la miel. La cuantificación de los sólidos insolubles en agua permite detectar las impurezas de la miel de abejas superiores al máximo permitido (Bogdanov, 2018).

La acidez total es la suma de las sustancias ácidas que pueden valorarse en una muestra de miel por la adición de una solución alcalina de normalidad conocida (INEN, 1989). El número de diastasa es la cantidad en centímetros cúbicos de una solución de almidón al 1% hidrolizada en una hora por la enzima contenida en 1g de miel. El número de diastasa también se conoce como actividad diastásica, índice de diastasa o poder diastásico (INEN, 1989). La Norma NTE INEN 1636 promulgada por el (INEN, 1989) establece el método para determinar las cenizas en la miel de abejas, que se basa en la incineración del producto hasta obtener un residuo incombustible. La Norma NTE INEN 1635 determina el método para determinar el contenido de sólidos insolubles en miel de abejas mediante la eliminación de los azúcares de la miel para obtener un residuo insoluble en agua (INEN, 1989).

El hidroximetilfurfural (HMF) se trata de un aldehído y un furano, es uno de los compuestos formado por la degradación de los productos azucarados, en particular por deshidratación de la fructosa. Ni el néctar ni las mieles frescas contienen HMF, aparece de forma espontánea y natural en la miel debido al pH ácido, al agua y a la composición rica en monosacáridos (fructosa y glucosa), aumentando su concentración con el tiempo y otros factores. Es un indicativo de las condiciones en que la miel fue almacenada, el tratamiento recibido y la edad de la miel (Villar, M.; Villar, MP.; Rodríguez, M.; Cobo, S. y Serrano, M., 2015).

El grado de humedad mide el porcentaje de agua de una determinada miel. El contenido de humedad es una de las características más importantes de la miel, tiene una gran influencia en la calidad del almacenamiento (Gómez, 1996; Graham 1993) citado por (Soto, 2008). Las pruebas para determinar la cantidad de ceniza permiten estimar el contenido mineral presente en la miel, que puede ser un indicador de contaminación ambiental (Pineda Ballesteros, E., Castellanos Riveros, A., y Téllez Acuña, F. R. , 2019). La conductividad eléctrica es una medición fisicoquímica importante para la autenticación de mieles, su valor depende del contenido de cenizas y ácidos: entre mayor sea su contenido, mayor es la conductividad resultante (Bogdanov, 2018).

El Ecuador por sus características climáticas y geográficas tiene gran potencial para la apicultura. Según datos del Ministerio de Agricultura y Ganadería (2015) indican que

en 2015 existían 912 explotaciones apícolas con 12 188 colmenas catastradas, las que se calcula pueden llegar a ser 200 000 colmenas, lo que incrementaría dieciséis veces la cantidad de colmenas y, por tanto, su producción (Velásquez, D & Goetschel, L., 2019). La Norma NTE INEN 1572 promulgada por el (INEN, 1988) establece que dentro de los requisitos para la comercialización de la miel de abejas están los azúcares reductores totales, sacarosa, relación fructosa-glucosa, la humedad, los sólidos insolubles, las cenizas, la densidad relativa, el hidroximetilfurfural, diastasa y acidez.

## **MATERIALES Y MÉTODOS**

### **Localización de la zona de estudio**

El estudio se llevó a cabo en dos cantones de la provincia de Manabí, Portoviejo y Rocafuerte (figura 1). En el cantón Portoviejo se escogió a 3 parroquias urbanas, Picoazá, Portoviejo y Colón, que aunque están catalogadas como urbanas, albergan comunidades rurales y urbano marginales, en donde se realiza la apicultura como actividad complementaria a la agricultura. Estas comunas son El Limón perteneciente a la parroquia Picoazá, Mejía de la parroquia Portoviejo y Mapasingue perteneciente a la parroquia Colón. En el cantón Rocafuerte se trabajó en la comuna Sosote. El cantón Portoviejo se localiza a 1°03'16"S, 80°27'16"O; y se encuentra a 53 m.s.n.m. El cantón Rocafuerte se localiza a 0°55'S, 80°28'O y se encuentra a 115 m.s.n.m. El clima de Rocafuerte es de 2 tipos, tropical mega térmico semiárido en el extremo este y tropical megatérmico seco en el oeste (INHAMI, 2012). El clima de Portoviejo es semiárido.

### **Origen de la información**

Se trabajó con una población de 5 apiarios, distribuidos en 4 apiarios del cantón Portoviejo y 1 del cantón Rocafuerte, de los cuales 2 apiarios están establecidos en la Comuna El Limón, 1 en la comuna Mejía y 1 en Mapasingue del cantón Portoviejo, el apiario restante se encuentra en la comuna Sosote del cantón Rocafuerte.

Los análisis de calidad de la miel se realizaron bajo parámetros físico-químicos de calidad como la acidez libre, acidez total, lactonas, sólidos insolubles, sólidos totales, conductividad eléctrica, Ph, y parámetros químicos como la humedad, azúcares, fructosa, sacarosa, glucosa y cenizas.

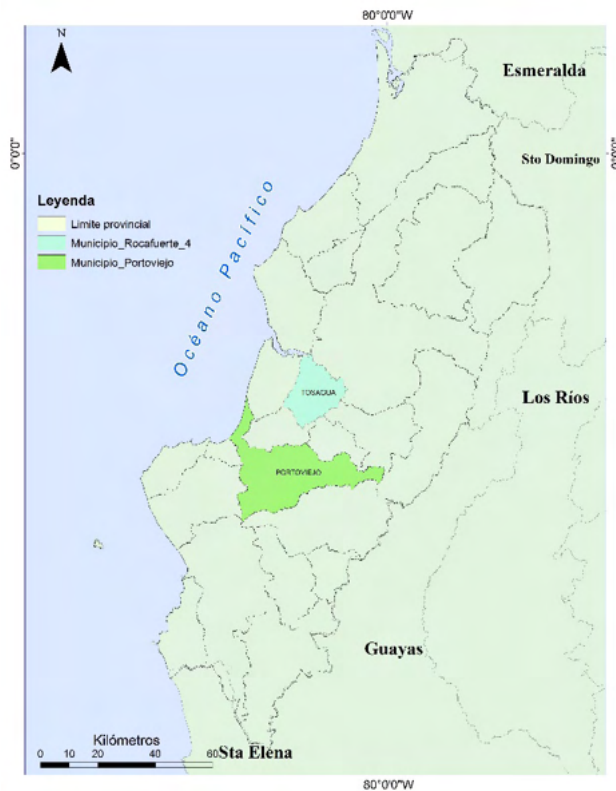


Figura 1. Ubicación de los cantones Portoviejo y Rocafuerte (Ecuador)

Fuente: Elaboración propia

## RESULTADOS Y DISCUSIÓN

Se analizaron 5 muestras de miel de abeja *Apis melífera*, para establecer parámetros físico químicos y determinar la calidad del producto en la tabla 1 se muestran los resultados de los parámetros físico-químicos de calidad: acidez libre, acidez total, lactonas, sólidos insolubles, sólidos totales, conductividad eléctrica, Ph.

Parámetros	A1	A2	A3	A4	A5
Acidez libre (Meq/kg)	7.4	7.5	6.0	12.5	7.7
Acidez total (Meq/kg)	16.9	16.5	11.5	7.5	16.2
Lactonas (Meq/kg)	9.5	9	5.5	6.5	8.5
Sólidos insolubles (%)	0.0799	0.0735	0.0775	0.0796	0.0779
Sólidos totales (%)	81.97	81.45	81.78	81.38	82.47
Conductividad eléctrica (mS/cm)	0.939	1.031	1.089	0.845	0.982
Ph	4.14	4.21	4.32	9.5	4.34

Tabla 1. Parámetros físico-químicos de calidad

Fuente: Elaboración propia

La norma técnica ecuatoriana NTE INEN 1572, establece el grado de acidez hasta 40 meq/Kg, sin embargo el CODEX de la FAO (2012) citado por (Contreras, N.; Esteban, V. y Condori, V., 2016), norma hasta 50 mili equivalentes de ácido por 1000 g. Según los resultados las 5 muestras analizadas cumplen con el parámetro establecido por la norma. Según el CODEX de la miel establecido en (FAO - OMS, 1999), los límites permisibles para la conductividad eléctrica están entre 0.8-1.2 mS/cm, los resultados de las muestras se encuentran en los rangos permitidos; en cuanto a los sólidos insolubles en agua para mieles exprimidas la Comisión Internacional de la miel (1997) citada por (Bogdanov, S.; Martin, P. y Lullman, C., 2000) establece  $\leq 0.5$  g/100g, en la tabla 2 se muestran los parámetros químicos de calidad de la miel ( Humedad, azúcares, fructosa, sacarosa, glucosa y cenizas).

Parámetros	A1 %	A2 %	A3 %	A4 %	A5 %
Humedad	29.13	17.58	17.75	20.14	16.38
Otros azúcares	7.002	7.121	7.058	7.164	7.094
Fructosa	37.12	37.84	38.54	39.21	38.73
Sacarosa	3.42	3.58	3.65	3.61	3.49
Glucosa	29.14	28.52	29.08	28.98	28.67
Cenizas	0.2017	0.3395	0.3352	0.2367	0.2727

Tabla 2. Parámetros químicos de calidad de la miel.

Fuente: Elaboración propia

De conformidad con la Norma Técnica ecuatoriana NTE INEN 1572 la humedad permitida en mieles melíferas está en el rango de 20-23% de su masa, la sacarosa de 5-7%, las cenizas hasta 0.5%, azúcares reductores totales hasta 65%, relación fructosa-glucosa 1. Así puede apreciarse que el apiario 1 presenta una humedad sobre los rangos permitidos. Los resultados de la sacarosa, glucosa y los minerales como cenizas están dentro de los rangos permitidos. De acuerdo a los resultados no existe un nivel de

significancia de un resultado fuera de rango, por lo tanto, las muestras analizadas de los 5 apiarios presentan parámetros químicos de calidad en la miel de abeja que producen. Así también, considerando la norma mexicana NMX-F-036-1997-NORMEX citada por (Suescún, L. y Vit, P., 2008), entre los parámetros químicos de calidad de la miel, los azúcares permitidos están entre el 0.1-8%, la fructosa 28-44%, la glucosa 22-38%. Los resultados de los azúcares, la fructosa y la glucosa de los 5 apiarios presentan parámetros químicos de calidad, mostrados en la tabla 3.

Parámetros	A1	A2	A3	A4	A5
Número de diastasa	7	7,1	7	7,4	8
Hidroximetilfurfural (mg/Kg)	39.2	38.4	34.54	39.18	37.78

Tabla 3. Frescura de la miel

Fuente: Elaboración propia

En cuanto a los parámetros que determinan la frescura de la miel de abejas, la Norma Técnica ecuatoriana NTE INEN 1572 establece que el número de diastasa permitido fluctúa entre el 7-8, y el contenido de hidroximetilfurfural hasta 40 mg/kg. Según los resultados de las 5 muestras analizadas, cumplen con los parámetros de calidad establecidos en esta norma.

## CONCLUSIONES

La calidad de la miel de abejas tiene que ver con el cumplimiento de varios parámetros, físicos, químicos y sensoriales, así, tanto en Rocafuerte como en Portoviejo, la producción apícola cumple con la normativa ecuatoriana que regula la producción y comercialización de la miel de abejas dentro del país, y que es concordante con el Codex alimentarius para la producción de miel a nivel mundial, promulgado por la FAO.

## AGRADECIMIENTOS

Los autores agradecen a la Dra. María Rodríguez Gámez, PhD., catedrática-investigadora de la UTM por el acompañamiento acertado del trabajo desarrollado. Agradecen al Dr. Joan Rodríguez, PhD., director del laboratorio central de investigación de la Universidad Técnica de Manabí (UTM), por su contribución en los análisis físicos químicos de la miel. Agradecen también a los revisores pares y a los editores de esta revista por sus comentarios, que ayudaron a mejorar el presente trabajo.

## REFERENCIAS

- Bogdanov, S. (2018). Calidad de la miel de abejas y estándares de control: Revisión realizada por la Comisión Internacional de la miel. *Apidologie*, 1-20.
- Bogdanov, S.; Martin, P. y Lullman, C. (2000). Harmonised methods of the European Honey. *Apidologie (extra issue)*, 1-59.
- Contreras, N.; Esteban, V. y Condori, V. (2016). Valor Económico Y Calidad Física, Química Y Microbiológica De La Miel De Abeja En Los Apicultores De La Provincia De Leoncio Prado – 2015. *Investigación y Amazonía 2016; 6(2): 60-69 ISSN 2224-445X*, 60-69.
- FAO - OMS. (Noviembre de 1999). Códex para la miel. *Programa conjunto fao/oms sobre normas alimentarias. Comité del codex sobre los azúcares*. Roma, Italia: Comisión del Códex Alimentarius.
- FAO. (2013). *Statistical yearbook*. FAO.
- INEN. (03 de junio de 1988). Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1572 . *Norma Técnica Ecuatoriana NTE INEN 1572* . Quito, Pichincha, Ecuador: Registro Oficial No. 949 .
- INEN. (Febrero de 1989). Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1635. *NTE INEN 1635. Miel de abejas. Determinación del contenido de sólidos insolubles*. Quito, Pichincha, Ecuador: INEN.
- INEN. (Febrero de 1989). Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1636. *NTE INEN 1636. Miel de abejas. Determinación del contenido de cenizas*. Quito, Pichincha, Ecuador: INEN.
- INEN. (Febrero de 1989). Norma Técnica Ecuatoriana INEN 1638. *NTE INEN 1638: Miel de abejas. Determinación del número de diastasa*. Quito, Pichincha, Ecuador: INEN.
- INEN. (Febrero de 1989). Norma Técnica Ecuatoriana obligatoria NTE INEN 1634. *Miel de abejas: Determinación de la acidez total*. Quito, Pichincha, Ecuador: INEN.
- INHAMI. (2012). *Generación de geoinformación para la gestión del territorio a nivel nacional escala 1:25.000. Clima e hidrología*. Rocafuerte: INHAMI, SENPLADES, MAGAP, INEE, . Obtenido de SIGAGRO.
- Lino-Lazo, F. (2002). *Estudio de la calidad de la miel de abeja Apis mellifera L. comercializada en Tegucigalpa, Honduras*. Tegucigalpa: Zamorano.
- Moo-Huchin, Sauri-Duch, Moo-huchin & López-Ponce. (2015). *Calidad de la miel de abejas sin aguijón. Una revisión*. México: Sociedad mexicana de inocuidad y calidad para consumidores de alimentos.
- Olaya-Sarmiento, P.; Gutiérrez-Cortés, C. & Hernández, C. . (2014). Comparación entre la Calidad Microbiológica de Miel de Tetragonisca Angustula y de Apis Mellifera. *Rev.Fac.Nal.Agr.Medellín 67(2) Supl. 2, 754-*.
- Pineda Ballesteros, E., Castellanos Riveros, A., y Téllez Acuña, F. R. . (2019). Determinantes fisicoquímicos de la calidad de la miel: Una revisión bibliográfica. *Cuadernos de Desarrollo Rural, Colombia, 16(83)*, 1-15.
- Soto, C. (2008). *Estudio de mieles monoflorales a través de análisis palinológico, físico, químico y sensorial* . Valdivia-Chile: Universidad Austral de Chile.



Subovsky, M., Castillo, A., Sosa, Á. & Cano, N. (2002). Importancia de la calidad de la miel. *Agrotecnia*, 9, 25-28.

Subovsky, M.; Sosa, A. & Castillo, A. (2003). Determinación de algunos parámetros físico-químicos de la miel de abejas en la provincia de Corrientes, Argentina y su relación con la cosecha y procesamiento. *Revista Científica Agropecuaria* 7(2), 61-64.

Suescún, L. y Vit, P. (2008). Control de calidad de la miel de abejas producida como propuesta para un proyecto de servicio comunitario obligatorio. *Fuerza farmacéutica*, Vol. 1, 6-15.

Velásquez, D & Goetschel, L. (2019). Determinación de la calidad físico-química de la miel de abeja comercializada en Quito y comparación con la miel artificial. *Enfoque UTE*. 10(2), 52-62.

Villar, M.; Villar, MP.; Rodríguez, M.; Cobo, S. y Serrano, M. (2015). *Determinación de hidroximetilfurfural en mieles como parámetro indicador de las mismas*. Sevilla: Proyecto Jóvenes con investigadores.

Zamora, L. & Arias, M. (2011). Calidad microbiológica y actividad antimicrobiana de la miel de abejas sin aguijón. *Rev Biomed*, 22(2), 59-66.

## INCIDÊNCIA DE GILDAS DE INSETOS HERBÍVOROS EM FAMÍLIAS DE PLANTAS FANEROGÂMICAS DE UM CERRADO *SENSU STRICTO*

Data de aceite: 04/07/2022

### Marina Neves Delgado

Instituto Federal de Brasília, *campus* Planaltina, DF, Brasil, Docente

### Gabriel Ferreira Amado

Instituto Federal de Brasília, *campus* Planaltina, DF, Brasil, Egresso

### Evilásia Angelo da Silva

Instituto Federal de Brasília, *campus* Planaltina, DF, Brasil, Egresso

### Viviane Evangelista dos Santos Abreu

Instituto Federal de Brasília, *campus* Planaltina, DF, Brasil, Docente

### Jhonathan Oliveira Silva

Universidade Federal do Vale do São Francisco-UNIVASF, *campus* Senhor do Bonfim, BA, Brasil, Docente

**RESUMO:** A herbivoria por insetos ocorre de várias maneiras, entre as quais a folivoria é a mais fácil de registrar, pois fica evidenciada na lâmina foliar. Este estudo teve como objetivos: (1) quantificar a frequência de ocorrência de danos causados provocados pelas guildas de insetos herbívoros (mastigador, raspador, minador e galhador) em algumas espécies de plantas em fragmentos de cerrado *sensu stricto*; (2) comparar a incidência dos tipos de guildas encontradas em diferentes famílias de plantas; e, (3) correlacionar tais guildas com algumas defesas anti-herbivoria observadas nestas

famílias. O estudo foi realizado nos fragmentos de cerrado *sensu stricto* circunvizinhos ao Instituto Federal de Brasília, *campus* Planaltina. Foram registradas 49 espécies de plantas, na qual 28 espécies sofreram algum dano causado por insetos herbívoros, demonstrando alta incidência de herbivoria. As guildas mais observadas foram as dos mastigadores e raspadores, com 48,75% e 33,75% das espécies atacadas, respectivamente. Por outro lado, apenas 7,5% e 1,25% das espécies apresentaram ataque por galhadores e minadores, respectivamente. Estes resultados reforçam o padrão específico e mais especialista de ocorrência dessas guildas quando comparados à mastigadores e raspadores que são mais generalistas. Tais interações poderiam ser moldadas por restrições filogenéticas dos insetos galhadores e minadores e/ou capacidade reativa das plantas hospedeiras. Os atributos de defesas estruturais não afetaram negativamente a herbivoria. Possivelmente, os insetos do cerrado *sensu stricto* já estejam adaptados a esses tipos de defesa. Nosso estudo reforça a importância de remanescentes de vegetação nativa para manutenção da diversidade, interações ecológicas e serviços ecossistêmicos. Desta forma, o presente estudo pode estimular a manutenção de fragmentos de cerrado próximo e ou/ circunvizinhas às áreas agrícolas a fim de serem zonas de amortecimento dos ataques de herbívoros.

**PALAVRAS-CHAVE:** Conservação, dano foliar, defesas físicas, interações ecológicas, savana.

**ABSTRACT:** Insect herbivory occurs in different ways, among which folivory is the easiest to

record, because it is evident in the leaf blade. This study aimed to: (1) quantify the frequency of leaf damage caused by insect herbivores guilds (chewing, scraping, mining and galling) in some plant species from Cerrado *sensu stricto* fragments; (2) to compare the incidence types of guilds found on different plant families; and (3) to correlate these guilds occurrence with some physical anti-herbivory defenses recorded. This study was carried out in the fragments of cerrado *sensu stricto* surrounding the Instituto Federal de Brasília, Planaltina *campus*. Fifty-one plant species were recorded, in which 33 species supported some damage caused by insect herbivores, reinforcing the high incidence of herbivory damage. The most observed guilds were the chewers and scrapers, with 48.75% and 33.75% of the species attacked, respectively. On the other hand, only 7.5% and 1.25% of plant species were attacked by gallers and miners, respectively. These results reinforce the specific and more specialist pattern of occurrence of these guilds when compared to chewers and scrapers, which are more generalist. Such interactions could be driven by phylogenetic constraints of galling and leaf miners and/or reactive capacity of host plants. The structural leaf defensive traits did not negatively affect herbivory. Possibly, the insects of the cerrado *sensu stricto* are already adapted to these types of defenses. Our study highlighted the importance of native vegetation remnants for maintaining diversity, ecological interactions and ecosystem services. In this way, the present study can stimulate the maintenance of cerrado fragments close to and/or surrounding agricultural areas in order to be buffer zones for herbivore attacks.

**KEYWORDS:** Conservation, ecological interactions, leaf damage, leaf defensive traits, savanna.

## 1 | INTRODUÇÃO

Herbivoria é a interação trófica entre herbívoros, que comem tecidos vegetais, e as plantas vivas (GUREVITCH et al., 2009). Como ela pode resultar em perda de área foliar, destruição de tecidos condutores e de sustentação, aniquilamento de sementes, flores e frutos ou disseminação de doenças, o efeito final do dano causado pelo herbívoro na planta-alvo geralmente é a diminuição do seu “fitness” ou sua morte (CRAWLEY, 1989). Em contra partida, o herbívoro se beneficia à custa da planta hospedeira, o que caracteriza a herbivoria, neste caso descrito acima, como um exemplo de interação antagonista. Entretanto, existem casos específicos nos quais a herbivoria passa a ter um efeito neutro ou positivo para a planta, como observada na interação entre vespas polinizadoras e figueiras (ANGELO; DALMOLIN, 2007).

A herbivoria também influencia diferentes processos ecológicos (WILSON, 1988). Por exemplo, ela influencia na evolução de caracteres de defesa de uma espécie vegetal (efeito ecológico em nível de população) (DELGADO et al., 2022a), na coexistência de espécies de planta em uma área (efeito ecológico em nível de comunidade) (SILVA et al., 2020; ALVES et al., 2021) e na ciclagem de nutrientes (efeito ecológico em nível de ecossistema) (LAIRD-HOPKINS et al., 2017).

Os herbívoros podem ser classificados de acordo com o órgão que consomem e pelo tipo de dano que produzem, sendo que os que consomem o mesmo órgão da planta

hospedeira, causando o mesmo tipo de dano, são agrupados na mesma guilda ecológica (KARBAN e AGRAWAL, 2002). Existem as guildas dos granívoros, pastadores, folívoros e frugívoros. Granívoros consomem sementes, matando o indivíduo que está dentro delas; pastadores comem plantas ou geralmente indivíduos de pequeno porte; folívoros consomem folhas de árvores ou arbustos; e frugívoros comem frutos, ocasionalmente não causando danos à semente (GUREVITCH et al., 2009).

Os herbívoros podem ser de diferentes táxons, mesmo sendo da mesma guilda. Por exemplo, granívoros são representados por periquitos, roedores e besouros-broca; pastadores por gado, coelhos e ovinos; folívoros por elefantes, girafas, lagartas, vespas, formigas; e frugívoros por antas, capivaras, formigas e macacos. Cabe ressaltar que, em média, a herbivoria reduz significativamente a biomassa vegetal nas comunidades naturais (COLEY e BARONE, 1996), sendo que de acordo com Gurevitch et al. (2009), “os invertebrados, como os insetos, têm um efeito muito maior do que os vertebrados” nesta redução. Afinal, plantas e insetos correspondem a mais de 50% dos organismos presentes no planeta (CRAWLEY, 1989).

Dentro da guilda dos folívoros, há insetos herbívoros que podem ser classificados como mastigadores, isto é: rasgam e mastigam pedaços de folhas, diminuindo a área fotossintética da planta; minadores que consomem tecido vegetal do mesófilo foliar e permanecem entre as duas superfícies da folha, constituindo as minas; os galhadores que induzem a formação de tumores pela planta, passando a se alimentar da galha formada; e os raspadores que raspam as folhas, mas não as furam com o seu aparelho bucal (ANGELO e DALMOLIN, 2007).

A distribuição dos diferentes tipos de guildas, determinada pela distribuição dos insetos herbívoros nos diversos habitats, pode estar relacionada com fatores bióticos, como defesas das plantas contra os insetos herbívoros (FERNANDES et al., 2004). As defesas anti-herbivórias podem ser presença de tricomas, espinhos, metabólitos secundários, nectários extraflorais e de cristais de oxalato de cálcio e folhas duras ou coriáceas, sendo que mais de um atributo de defesa pode estar presente na mesma planta (AGRAWAL e FISHBEIN, 2006). Como muitos insetos herbívoros são mais adaptados a atacar plantas com determinados tipos de defesa (ANGELO e DALMOLIN, 2007), é esperado que exista uma diferença na frequência de tipos de guildas encontradas em diferentes plantas hospedeiras com distintos atributos de defesa. Por isso, espera-se também que espécies de plantas de mesma família compartilhem as mesmas guildas de insetos herbívoros folívoros já que elas tendem a apresentar defesas semelhantes devido a convergência genética entre elas.

O Cerrado é o segundo maior bioma brasileiro (RIBEIRO e WALTER, 1998) e abarca uma área de 2,2 milhões de Km<sup>2</sup> na porção do Planalto Central do Brasil (AB’SÁBER, 2006), conglomerando componentes dos estados da Bahia, Goiás, Maranhão, Mato Grosso, Mato Grosso do Sul, Minas Gerais, Paraná, Piauí, São Paulo e Tocantins, além do Distrito Federal (SANO et al., 2008). Ele está submetido ao clima tropical sazonal, com duas estações

distintas, uma seca e outra chuvosa, sendo que a precipitação mal distribuída, está em torno de 1500 a 1800 mm na área core do Cerrado (AB'SÁBER, 2006). Este bioma ocorre sobre solos podzólicos e latossolos, lixiviados, distróficos, ácidos, com muito alumínio e pouco húmus. No Cerrado, o fogo tem ação importante, selecionando atributos da flora e fauna e influenciando na ciclagem de nutrientes (MANTOVANI, 2003). Apesar de ser um bioma com elevada riqueza biológica e endemismo (MEYERS et al., 2000), o Cerrado está sendo paulatinamente convertido em áreas agrícolas, por ter relevo relativamente plano, com facilidade de uso de máquinas, assim como por existirem tecnologias que tornam seu solo apropriado ao cultivo a partir da correção da acidez e adubação (MANTOVANI, 2003).

Diferentes fitofisionomias são observadas no Cerrado, abarcando campestres, savânicas e florestais. Nas fisionomias savânicas, como no cerrado *sensu stricto*, há árvores esparsas e um estrato herbáceo denso (EITEN, 1972). Nele, a maioria da vegetação é composta por plantas escleromórficas, com folhas pobres em nitrogênio e compostos fenólicos (MARQUIS et al., 2002). As defesas foliares das plantas do cerrado *sensu stricto* juntamente com sua baixa qualidade nutricional pode justificar a baixa proporção de área foliar danificada por insetos herbívoros mastigadores (em torno de 6,5%) (MARQUIS et al., 2001). Então, será que a herbivoria é pouco significativa nessa vegetação? Será que há preferência de guildas de insetos herbívoros a diferentes tipos de famílias de plantas? Sabe-se que, no Cerrado, a produção agrícola é intensa e o estudo da preferência desses tipos de guildas a determinados grupos de plantas poderá antecipar futuros problemas agrícolas de insetos-pragas em culturas cultivadas nas áreas circunvizinhas à vegetação nativa. Por fim, o presente estudo pode estimular a manutenção do Cerrado em pé perto das áreas agrícolas a fim de serem zonas de amortecimento dos ataques de herbívoros.

Portanto, esse estudo teve como objetivos: (1) quantificar a frequência de ocorrência de danos causados pelas guildas de insetos herbívoros (mastigador, raspador, minador e galhador) em algumas espécies de plantas em fragmentos de cerrado *sensu stricto*; (2) comparar a ocorrência dos diferentes tipos de guildas encontradas em diferentes famílias de plantas; e (3) correlacionar tais guildas com algumas defesas anti-herbivoria observadas nestas famílias.

## 2 | MATERIAL E MÉTODOS

Levantamento florístico foi feito nos fragmentos de cerrado *sensu stricto* circunvizinhos ao Instituto Federal de Brasília - *campus* Planaltina (IFB) que se encontra na região norte do Distrito Federal (15° 39' 28" S, 47° 41' 39" W). Tais fragmentos estão conservados, pois abarcam o Parque Colégio Agrícola de Brasília que é uma Unidade de Conservação Distrital, administrada pelo Instituto Brasília Ambiental com colaboração do IFB *campus* Planaltina (DELGADO et al., 2022b).

Excursões ao campo para coleta de material fanerogâmico fértil foram feitas de

setembro de 2016 a janeiro de 2018, por meio de caminhadas aleatórias. Tanto ervas quanto lenhosas em flor foram amostradas, exceto exemplares das famílias Cyperaceae e Poaceae. Durante as excursões ao campo, as plantas coletadas também foram documentadas fotograficamente e os pontos de coleta foram georreferenciados.

O material botânico fértil coletado foi etiquetado e novamente documentado fotograficamente no Laboratório de Ecologia do *campus* Planaltina. Posteriormente, ele foi herborizado para confecção de exsicatas. As espécies e famílias foram identificadas por especialistas, usando manuais de campo, tais como os de Silva-Júnior (2005) e Medeiros (2011), além de acervo de herbários. O sistema de classificação utilizado foi o APG IV (ANGIOSPERM PHYLOGENY WEBSITE, 2017). Buscas no site Flora do Brasil 2020 em construção (FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO, 2017) e foram feitas para conferência de grafia dos binômios específicos, sinonímias, nome dos autores das espécies e família. Apenas os espécimes identificados minimamente até a categoria taxonômica de gênero foram incluídos na lista florística.

Após o levantamento florístico na área estudada, as famílias de plantas que apresentaram pelo menos três espécies identificadas foram as selecionadas para análise das guildas observadas por meio dos danos foliares. No total, foram 49 espécies, sendo: cinco de Asteraceae, cinco de Acanthaceae, quatro de Bignoniaceae, três de Euphorbiaceae, dez de Fabaceae, três de Gentianaceae, seis de Malpighiaceae, sete de Melastomataceae, três de Onagraceae e três de Verbenaceae.

O tipo de herbivoria (guilda) presente em cada folha foi caracterizado quanto ao modo de consumo dos tecidos (mastigador (Fig. 1), raspador (Fig. 2), galhador (Fig. 3) e minador (Fig. 4)) a partir dos ramos férteis coletados das plantas durante o levantamento florístico. Também foi analisado o tipo de defesa estrutural presentes nas folhas dos ramos coletados (folha coriácea, folha pilosa e/ou folha com espinho). Cabe ressaltar que foi analisado um indivíduo para cada espécie e o único critério estabelecido para a coleta de ramos nas plantas foi a presença de flores. Logo, o grau de sanidade das folhas não foi analisado previamente às coletas.

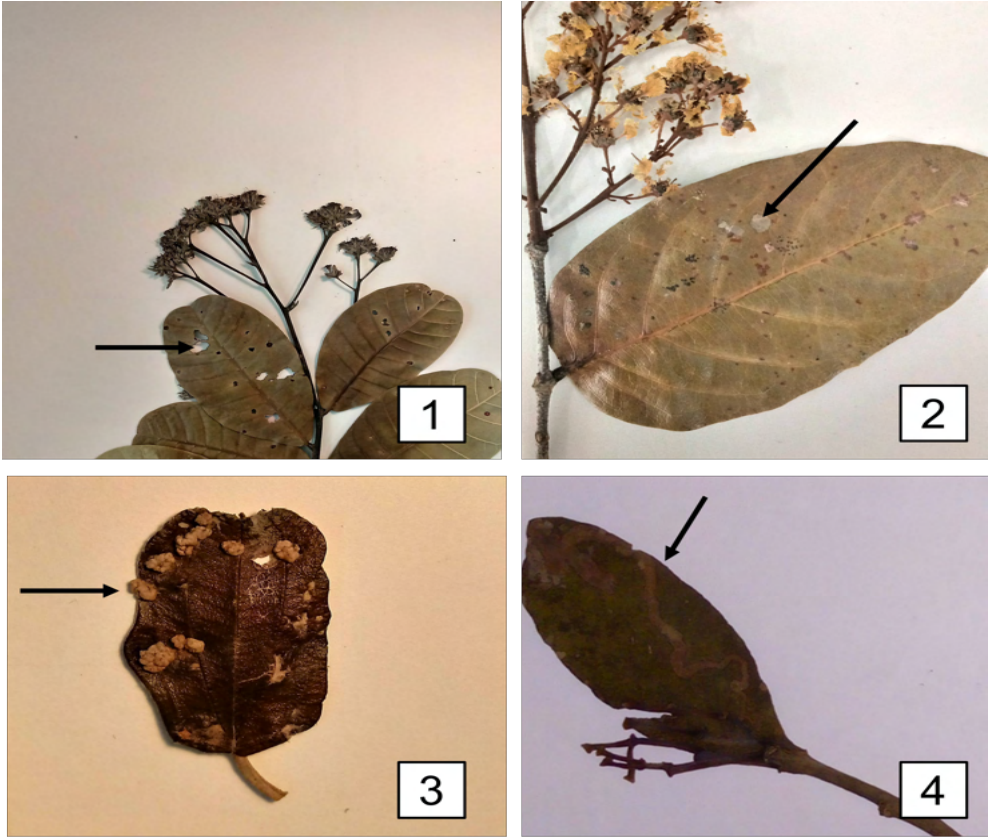


Fig. 1 a 4. Danos foliares causados por insetos herbívoros em folhas de plantas fanerogâmicas observadas em fragmentos de cerrado *sensu stricto* do Parque Colégio Agrícola de Brasília. 1 – Guilda de mastigadores. 2 – Guilda de raspadores. 3 – Guilda de galhadores. 4 – Guilda de minadores.

As análises estatísticas foram feitas no programa R (R Development Core Team, 2018). A incidência dos diferentes tipos de guildas, um modelo para cada guilda, entre as diferentes famílias de plantas foram analisadas utilizando modelos lineares generalizados (GLMs). Inicialmente, foi testado a distribuição binomial e teste qui-quadrado indicado para dados binários, seguido de ajuste quasibinomial quando os dados apresentaram sub- ou sobredispersão e utilizado o teste “F”. A incidência de guildas foi usada como variável resposta em cada modelo e a famílias de plantas foi usada como variável explicativa. A inspeção de resíduos foi verificada ao final de cada análise. Correlação de Spearman foi aplicada para verificar a relação entre a incidência de dano por diferentes guildas de herbívoros e a características foliares.

### 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

Vinte e oito espécies amostradas sofreram algum dano causado por insetos



herbívoros, o que corresponde a 57,14%, demonstrando alta incidência de herbivoria no cerrado *sensu stricto* do Parque Colégio Agrícola de Brasília, em Planaltina – DF (Fig. 5). Elevada herbivoria também foi observada por Araújo et al. (2007) em um levantamento realizado em fragmentos de cerrado *sensu stricto*, no estado de Goiás.

As guildas mais observadas foram as dos mastigadores e raspadores. Araújo et al. (2007) também encontrou maior incidência de danos causados por mastigadores; entretanto, em seu trabalho, a segunda guilda mais representativa foi a de sugadores, divergindo dos nossos resultados. Provavelmente tal fato ocorreu, pois, no presente trabalho, não investigamos a presença da guilda dos sugadores. Embora diversos estudos reportem uma alta incidência desta guilda para o Cerrado brasileiro (LUZ et al., 2012; ARAÚJO, 2013).

Em relação aos danos provocados pelos mastigadores e raspadores, não foi observada uma família de planta mais susceptível que outra ( $F_{11,39} = 1,34$ ;  $p > 0,05$  para mastigadores;  $F_{11,39} = 0,921$ ;  $p > 0,05$  para raspadores), uma vez que tais guildas estavam amplamente distribuídos nas espécies estudadas (Fig. 5). O dano por mastigadores foi registrado em 48,75% das espécies, enquanto o dano por raspadores foi observado em 33,75% das plantas. Tal resultado é compreensível uma vez que mastigadores e raspadores são herbívoros generalistas (WEIS e BERENBAUM, 1989; ARAÚJO, 2013). Merece destaque a família Malpighiaceae que teve em torno de 85% das plantas atacadas por mastigadores (Fig. 5).

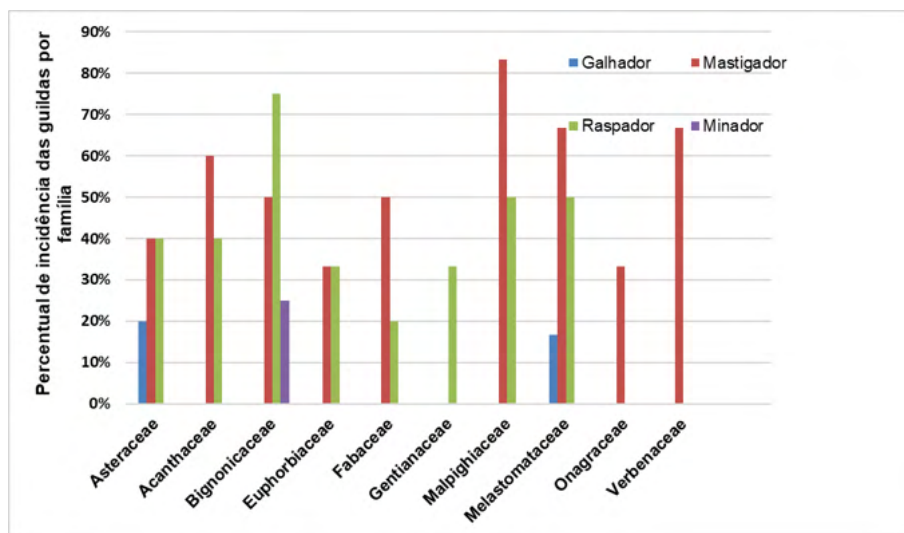


Fig. 5. Percentual de incidência de guildas por famílias fanerogâmicas observadas em fragmentos de cerrado *sensu stricto* do Parque Colégio Agrícola de Brasília.

A incidência das guildas de minadores ( $F_{11,39} = 4,73$ ;  $p < 0,001$ ) e galhadores

( $F_{11,39} = 2,08$ ;  $p < 0,05$ ) diferiu entre as famílias de plantas amostradas (Fig. 5). Apenas 7,5% e 1,25% das espécies de plantas apresentavam ataque por galhadores e minadores, respectivamente. Os galhadores foram observados apenas nas famílias Asteraceae e Melastomataceae, enquanto minadores foram verificados na família Bignoniaceae. Estes resultados reforçam o padrão específico e mais especialista de ocorrência dessas guildas quando comparados à mastigadores e raspadores que são mais generalistas (WEIS e BERENBAUM, 1989). Nossos resultados merecem atenção já que é contraditório com diversos estudos que apontam uma elevada riqueza de galhas em vegetações esclerófilas e sujeitas a estresse hídrico, tais como o cerrado (FERNANDES e PRICE, 1988; LUZ et al., 2012; SILVA et al., 2016). Cabe ressaltar que o galhador induz a formação de galhas nas plantas, utilizando-a como fonte de alimento e abrigo, o que caracteriza uma relação de parasitismo (STONE e SCHÖNRÖGGE, 2003).

Por outro lado, a guilda de minadores foi encontrada em apenas uma espécie já que as larvas de insetos que consomem o mesófilo, sem o rompimento de cutícula, preferem folhas com parênquima mais espesso, o que é tipicamente observado nas plantas de florestas densas (ANGELO e DALMOLIN, 2007). Alguns estudos reportam que famílias com maior número de espécies seriam as mais atacadas por galhadores e minadores (FLECK e FONSECA, 2007), o que não se aplica ao nosso estudo. Assim, essa menor frequência registrada poderia ser moldada por restrições filogenéticas dos insetos galhadores e minadores e/ou capacidade reativa das plantas hospedeiras. Além disso, o nosso estudo se restringiu apenas ao ataque em um único órgão da planta, a “folha”, podendo ter sido subestimado o ataque real para a guilda de galhadores.

Os atributos de defesa de folha coriácea e pilosa foram os mais observados ( $H = 29,9$ ;  $p < 0,05$ ) (Fig. 6). Mesmo eles sendo considerados defesas estruturais contra herbívoros mastigadores e raspadores, a presença de tais atributos não afetaram negativamente a herbivoria nas plantas do cerrado, visto que a frequência de raspadores e mastigadores foi maior em plantas esclerófilas e com tricomas (Tabela 1). Possivelmente, os insetos do cerrado *sensu stricto* já estão adaptados a esses tipos de defesa. Araújo et al. (2007) também encontrou este mesmo resultado, pois as adaptações mais frequentemente observadas nas espécies amostradas em uma área de cerrado de Goiás foram tricomas e esclerofila, com 50% e 44,1% das plantas observadas. Cabe ressaltar que muitos herbívoros apresentam estratégias de superação das defesas de plantas, o que é denominado de “corrida armamentista coevolutiva” ou “hipótese da rainha vermelha” entre plantas consumidas e seus consumidores (GUREVITCH et al., 2009).

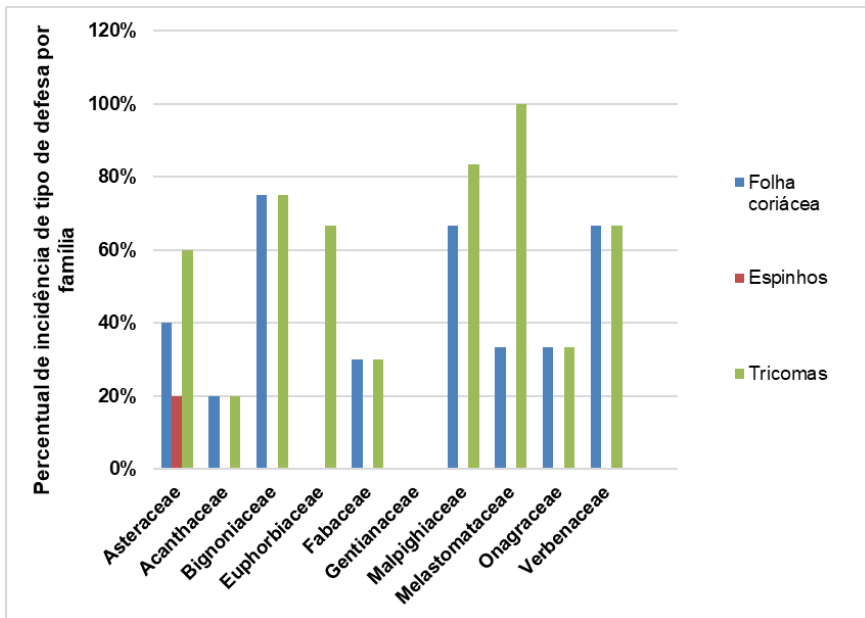


Fig. 6. Percentual de incidência de tipos de defesas observadas em plantas fanerogâmicas observadas em fragmentos de cerrado *sensu stricto* do Parque Colégio Agrícola de Brasília.

	Galhador	Mastigador	Raspador	Minador	Folha coriácea	Espinho	Tricoma
Galhador	0.000	0.198	0.052	0.842	0.756	0.842	0.217
Mastigador	0.183	0.000	0.069	0.274	0.020*	0.274	0.003*
Raspador	0.274	0.257	0.000	0.178	0.018*	0.466	0.106
Minador	-0.029	-0.156	0.191	0.000	0.217	0.889	0.389
Folha coriácea	0.045	0.324	0.331	0.176	0.000	0.427	0.036*
Espinho	-0.029	-0.156	-0.104	-0.020	-0.114	0.000	0.255
Tricoma	0.176	0.404	0.229	0.123	0.294	-0.162	0.000

Tabela 1. Correlação de Spearman entre incidência de dano por diferentes guildas de herbívoros e características foliares. Os valores da subdiagonal inferior indicam os valores de correlação, enquanto os da subdiagonal superior indicam os valores de significância do teste. \*  $p < 0,05$

## 4 | CONCLUSÃO

Este estudo registrou ampla ocorrência de dano por herbívoros (57,14%) entre as plantas amostradas no cerrado *sensu stricto* do Parque Colégio Agrícola de Brasília, embora o mecanismo que explica essa variação não tenha sido elucidado e nem os insetos coletados. O resultado reforça a importância de remanescentes de vegetação nativa para manutenção da diversidade, interações ecológicas e serviços ecossistêmicos. Desta forma, o presente estudo pode estimular a manutenção de fragmentos de cerrado próximo às áreas agrícolas a fim de serem zonas de amortecimento dos ataques de herbívoros. Ressaltamos

a necessidade de estudos mais amplos sobre a distribuição do ataque de herbívoros e suas plantas hospedeiras em regiões tropicais, particularmente o cerrado *sensu stricto*, a fim de elucidar a ecologia e evolução das interações plantas-insetos herbívoros neste bioma extremamente ameaçado.

## REFERÊNCIAS

AB'SÁBER, A. **Ecosistemas do Brasil**. São Paulo: Metalivros, 2006.

AGRAWAL, A. A.; FISHBEIN, M. Plant defense syndromes. **Ecology**, v. 87, p. 132–S149, 2006.

ALVES, A. M.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; SILVA, J. O.; FACCION, G.; SANCHEZ-AZOFFEIFA, G. A.; FERREIRA, K. F.; Successional and Intraspecific Variations in Leaf Traits, Spectral Reflectance Indices and Herbivory in a Brazilian Tropical Dry **Frontiers in Forests and Global Change V 4**, 780299. doi: 10.3389/ffgc.2021.780299, 2021.

ANGELO, A. C.; DALMOLIN, A. Interações herbívoro-planta e suas implicações para o controle biológico: que tipos de inimigos naturais procurar? *In O Araçazeiro: Ecologia e Controle Biológico*. (JH. Pedrosa-Macedo, A. DalMolin & CW. Smith, orgs.). Curitiba: FUPEF, 2007.

ANGIOSPERM PHYLOGENY WEBSITE. **Version 14**, 2017. Disponível em: < <http://www.mobot.org/MOBOT/Research/APweb/>>. Acesso em: 20 ago. 2018.

ARAÚJO, W. S.; DOMINGOS, S. S.; MENDONÇA, R. M. G.; SANTOS, T.; BOSQUETTI, L. B.; DE MARCO Jr. P. **Relações entre adaptações de plantas do cerrado contra a herbivoria e insetos associados**. In: Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, 23 a 28 de Setembro de 2007, Caxambu – MG.

ARAÚJO, W. S. Different relationships between galling and non-galling herbivore richness and plant species richness: a meta-analysis. **Arthropod-Plant Interactions**, v. 7, p. 373–377, 2013.

COLEY, P. D.; BARONE, J. A.; Herbivory and plant defenses in tropical forests. **Annual Review of Ecology, Evolution, and Systematics** v. 2, p. 305–335, 1996.

CRAWLEY, M. J. **Plant Ecology**. Oxford: Blackwell Science, 1989.

DELGADO, M. N.; MORAIS, H. C.; ROSSATTO, D. R. The role of leaf cutting and fire on extrafloral nectaries and nectar production in *Stryphnodendron adstringens* (Fabaceae, Mimosoideae) plants. **Plant Species Biology**, p. 1-10, 2022. doi/10.1111/1442-1984.12373

DELGADO, M. N.; PETRACCO, P.; OLIVEIRA, I. A. A.; BRUZIGUSSI, E.; CESSA, R. M. A.; FRANCOSE, R. D. Histórico do Parque Colégio Agrícola de Brasília. *In*. Petracco, P.; Bruziguessi, E. P.; Delgado, M. N. (Org.). **Parque Colégio Agrícola de Brasília: uma abordagem transdisciplinar para o ensino, pesquisa e extensão**. 1ed. Brasília: Editora IFB, 2022, v.1, p. 14-29.

EITEN, G. The cerrado vegetation of central Brazil. **Botanical Review**, v. 38, p. 201–341, 1972.

FERNANDES, G. W.; CASTRO, F. C.; FARIA, M. L.; MARQUES, E. S.; GRECO, M. B. Effects of hygrothermal stress, plant richness, and architecture on mining insect diversity. **Biotropica**, v. 36, p. 240-247, 2004.

FLECK, T.; FONSECA, C.R.B. Hipóteses sobre a riqueza de insetos galhadores: uma revisão considerando os níveis intra-específico, interespecífico e de comunidade. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 2, p. 36-45, 2007.

FLORA DO BRASIL 2020 EM CONSTRUÇÃO. **Jardim Botânico do Rio de Janeiro**. Disponível em: <<http://floradobrasil.jbrj.gov.br/>>. Acesso em: 20 Ago. 2018

GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. N.; FOZ, G. A. Herbivoria e Interações e Patógenos. In: GUREVITCH, J.; SCHEINER, S. N.; FOZ, G. A. (Ed.). **Ecologia Vegetal**. 2ª edição. Porto Alegre: Artmed, 2009.

KARBAN, R.; AGRAWAL, A. A. Herbivore offense. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 33, p. 641-664, 2002.

LAIRD-HOPKINS, B. C.; BRÉCHET, L. M.; TRUJILLO, B. C.; SAYER, M. J.;. Tree functional diversity affects litter decomposition and arthropod community composition in a tropical forest. **Biotropica** v. 49, p. 903-911, 2017.

LUZ, G. R.; FERNANDES, G. W.; SILVA, J. O.; FAGUNDES, M.; NEVES, F. S. Galhas de insetos em habitats xéricos e méxico em uma região de transição entre Cerrado e Caatinga no norte de Minas Gerais, Brasil. **Neotropical Biology and Conservation**, v. 7, p. 171-187, 2012.

MANTOVANI, W. A degradação dos biomas brasileiros. In: RIBEIRO, W. C. (Ed.). **Patrimônio Ambiental Brasileiro**. São Paulo: Edusp, 2003.

MYERS, N.; MITTERMEIER, R. A.; MITTERMEIER, C. G.; FONSECA, G. A. B.; KENT, J. Biodiversity hotspots for conservation priorities. **Nature**, v. 403, p. 853-858, 2000.

R DEVELOPMENT CORE TEAM (2015). **R: A language and environment for statistical computing**. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria. ISBN:3-900051-07-0. Disponível em: <<http://www.R-project.org>>. Acesso em: 12 Jun. 2018.

RIBEIRO, J. F.; WALTER, B. M. T. . As principais fitofisionomias do Bioma Cerrado. In: **Cerrado: Ecologia e Flora**. SANO, S. M.; ALMEIDA, S. P. de; RIBEIRO, J. F. (Org.). Brasília: Embrapa Informação Tecnológica, 1998.

SANO, E. E.; ROSA, R.; BRITO, J. L. S.; FERREIRA, L. G. Mapeamento semidetalhado do uso da terra do bioma Cerrado. **Pesquisa Agropecuária Brasileira**, v. 43, p. 153-156, 2008.

SILVA, J. O.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; FERNANDES, G. W. Galling insect species richness and leaf herbivory in an abrupt transition between cerrado and tropical dry forest. **Annals of the Entomological Society of America**, v. 109, p. 705-712, 2016.

SILVA, J. O.; ESPÍRITO-SANTO, M. M.; SANTOS, J. C.; RODRIGUES, P. M. Does leaf flushing in the dry season affect leaf traits and herbivory in a tropical dry forest? **Science of Nature V** 107, n 51. doi: 10.1007/s00114-020-01711-z, 2020.

SILVA-JÚNIOR, M. C. **100 árvores do cerrado - guia de campo**. 1. ed. Brasília: Rede de Sementes do Cerrado, 2005.

STONE, G. N.; SCHÖNROGGE, K. The adaptive significance of insect gall morphology. **Trends in Ecology and Evolution**, v.18, p. 512–522, 2003.

WEIS, A. E.; BERENBAUM M. R. Herbivorous insects and green plants. In. Abrahamson, W.G. (Ed.). **Plant-Animal Interactions** New York: Mc Graw-Hill. pp. 123-162, 1989.

WILSON, E. O. The Current State of Biological Diversity. In. Wilson, E. O. (Ed.). **Biodiversity**. Washington, D. C.: National Academy Press, 1988.

# CAPÍTULO 8

## RELACIONES LONGITUD-LONGITUD Y LONGITUD-PESO DE LA MORRÚA *Geophagus steindachneri* EN LA CIÉNAGA DE BETANCÍ, COLOMBIA

Data de aceite: 04/07/2022

Data de submissão: 18/03/2022

### Ángel L. Martínez-González

Laboratorio de Investigación Biológico  
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias  
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y  
Zootecnia, Universidad de Córdoba  
Lorica, Colombia  
<https://orcid.org/0000-0001-9224-1976>

### Mario A. Peña-Polo

Laboratorio de Investigación Biológico  
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias  
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y  
Zootecnia, Universidad de Córdoba  
Lorica, Colombia  
<https://orcid.org/0000-0002-4527-1774>

### Diana P. Jiménez-Castillo

Laboratorio de Investigación Biológico  
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias  
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y  
Zootecnia, Universidad de Córdoba  
Lorica, Colombia  
<https://orcid.org/0000-0001-5163-663X>

### Jesús Vargas-González

Laboratorio de Investigación Biológico  
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias  
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y  
Zootecnia, Universidad de Córdoba  
Lorica, Colombia  
<https://orcid.org/0000-0003-3519-2332>

### Glenys Tordecilla-Petro

Laboratorio de Investigación Biológico  
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias  
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y  
Zootecnia, Universidad de Córdoba  
Lorica, Colombia  
Institución Educativa Lácides C. Bersal,  
Alcaldía municipal de Lorica  
<https://orcid.org/0000-0002-7618-8615>

### Fredys F. Segura-Guevara

Laboratorio de Investigación Biológico  
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias  
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y  
Zootecnia, Universidad de Córdoba  
Lorica, Colombia  
<https://orcid.org/0000-0002-9129-984X>

### Charles W. Olaya-Nieto

Laboratorio de Investigación Biológico  
Pesquera-LIBP, Departamento de Ciencias  
Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y  
Zootecnia, Universidad de Córdoba  
Lorica, Colombia  
<http://orcid.org/0000-0002-9045-641X>

**RESUMEN:** Se evaluó el crecimiento y condición de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (STEINDACHNER, 1878) durante un ciclo anual en la ciénaga de Betancí cuenca del río Sinú, Colombia. Entre junio 2013 y mayo 2014 se recolectaron 431 individuos y se estimaron las relaciones longitud-longitud, relación longitud-peso y el factor de condición. Del total de individuos recolectados, 212 fueron hembras, 171 machos, 10 indiferenciados y 38 no sexados. Se encontró que la Morrúa es un pez de pequeño



tamaño, con talla media de captura de 10.0 cm LT y peso medio de captura de 19.4 g, en donde la mayor parte de los individuos tenían longitudes muy pequeñas o eran inmaduros sexualmente. El factor de condición en sexos combinados fluctuó entre 0.013 en aguas bajas (diciembre 2013) y 0.093 en aguas altas (junio 2013), valor siete veces mayor, debido a la mayor oferta alimenticia en la ciénaga; mientras que el coeficiente de crecimiento fue isométrico (3.04), oscilando entre 2.29 en aguas altas (junio 2013) y 3.15 en aguas bajas (diciembre 2013). También se observó que el estado de bienestar de las hembras fue 42.9% mayor que el de los machos, al ser más grandes y pesadas. El hecho de que la talla media de captura de la especie en estudio sea menor que su longitud media de madurez sexual supondría que estaría siendo pescada antes de reproducirse, lo que sugiere un incipiente problema de sobrepesca sobre el recurso que afectaría su preservación en su ambiente natural, su pesquería y la seguridad alimentaria de los pescadores y sus familias ubicadas en la cuenca de la ciénaga de Betancí.

**PALABRAS CLAVE:** Bienestar, Ciclo de vida, Conservación, Crecimiento, Dinámica poblacional.

## LENGTH-LENGTH AND LENGTH-WEIGHT RELATIONSHIP OF MORRUA *Geophagus steindachneri* IN THE CIENAGA DE BETANCI, COLOMBIA

**ABSTRACT:** The growth and condition of the de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (STEINDACHNER, 1878) was evaluated during an annual cycle in the Ciénaga de Betancí, Colombia. Between June 2013 and May 2014, 431 individuals were collected and the length-length and length-weight relationships and condition factor were estimated. The individuals collected were 212 females, 171 males, 10 undifferentiated and 38 unsexed. It was found that the Morrúa is a small fish, with a mean catch length of 10.0 cm TL and a mean catch weight of 19.4 g, where most of the individuals had very small lengths or were sexually immature. The condition factor in both sexes ranged between 0.013 in low waters (December 2013) and 0.093 in high waters (June 2013), a value seven times higher, due to the greater food supply in the ciénaga; while the growth coefficient was isometric (3.04), ranging between 2.29 in high waters (June 2013) and 3.15 in low waters (December 2013). It was also observed that the welfare state of females was 42.9% higher than that of males, as they were larger and heavier. The fact that the mean catch length of the species under study is less than its length at first maturity would mean that it was being fished before reproducing, which suggests an incipient problem of overfishing on the resource that would affect its preservation in its natural environment, its fishery and the food security of the fishermen and their families located in the Ciénaga de Betancí's basin.

**KEYWORDS:** Welfare state, Life cycle, Conservation, Growth, Population dynamics.

## 1 | INTRODUCCIÓN

En la ciénaga de Betancí, cuenca del río Sinú, coexisten varias especies de peces sedentarios, como la Morrúa *Geophagus steindachneri*, perteneciente a la familia Cichlidae (OLAYA-NIETO et al., 2022), la tercera familia más diversa de peces de agua dulce neotropicales después de Characidae y Loricariidae (REIS et al., 2003), en donde el género *Geophagus*

comprende 31 especies validadas para el neotrópico según Fishbase (FROESE & PAULY, 2022), con solo dos reportadas para Colombia, *G. pellegrini* y *G. steindachneri* (KULLANDER, 2003). La Morrúa crece hasta los 20 cm de longitud total (GALVIS et al., 1997), presenta boca grande y protractil (EIGENMANN & HILDEBRAND, 1922), los individuos adultos muestran dimorfismo sexual (WIMBERGER, 1991), incuba sus huevos y larvas en la boca (GULFO & ARCIRIA, 2015; RANGEL-SERPA & TORRES, 2015) y su longitud media de madurez sexual fue estimada en 10.5 cm LT para la ciénaga de Betancí por ARCIRIA et al. (2017).

OLAYA-NIETO et al., 2020 estudiaron sus hábitos alimentarios en la citada ciénaga, encontrando que consume cinco ítems o grupos alimentarios: Material vegetal, Restos de peces, Insectos, Detritos y Sedimentos. Material vegetal fue el grupo alimentario más frecuente (72.1%), abundante (42.3%) y con mayor composición en peso (69.3%), constituyéndose en el alimento principal o de mayor importancia relativa en su dieta, concluyendo que es un pez de hábitos omnívoros con tendencia herbívora y características lepidofágicas.

En Colombia, el conocimiento de aspectos básicos cuantitativos como el crecimiento en talla, peso, y el factor de condición de los peces es aún muy deficiente, a pesar de que el manejo y desarrollo de un recurso pesquero determinado debe hacerse dentro de un enfoque integrado que involucre el aspecto pesquero (OLAYA-NIETO et al., 2016a), por lo que evaluar el crecimiento y condición de la Morrúa durante un ciclo anual en la ciénaga de Betancí, cuenca del Sinú, Colombia, contribuye a la comprensión de su ciclo de vida, preservación en su ambiente natural, ordenamiento pesquero y la seguridad alimentaria de las comunidades pesqueras asentadas en su área de influencia.

## 2 | MATERIALES Y MÉTODOS

### 2.1 Área de estudio

Esta investigación se realizó en la ciénaga de Betancí, perteneciente a la cuenca del río Sinú, al cual se conecta por medio de un caño, cuya extensión es de 27 km de longitud. La ciénaga está ubicada a 40 km al sur de Montería, capital del departamento de Córdoba, a 8° 22' 44" Latitud Norte y 75° 49' 55" Longitud Oeste y posee un área de 3250 hectáreas, está delimitada por numerosos accidentes geográficos, su topografía es plana, con pendientes de este a oeste, altura sobre el nivel del mar entre 10 y 25 metros (CONSULTORÍA DEL CARIBE LTDA, 1998; IGAC, 2009), temperatura promedio anual de 28 °C, humedad relativa promedio del 80 al 87 % (CONSULTORÍA DEL CARIBE LTDA, 1998), dos períodos lluviosos similares en toda la cuenca del Sinú, con precipitación anual promedio de 1600 milímetros (IGAC, 2009).

Hace poco, la ciénaga fue convertida en un estanque o reservorio con el fin de almacenar el agua contenida en ella en épocas de sequía y, además, desarrollar la cría controlada de peces. Por tales razones, la subcuenca de la ciénaga de Betancí es un ecosistema cultural totalmente antropizado que ha perdido importancia en los ciclos de vida de las especies migratorias de

peces, así como en los ciclos alimenticios de algunas especies de aves y otros vertebrados (ZAPATA, 2014). Como consecuencia de lo anterior, los niveles de agua de la ciénaga durante el año son relativamente constantes, debido al dique construido ilegalmente en la década del 2000, el cual impide el libre flujo de agua con el río Sinú (OLAYA-NIETO et al., 2020).

## 2.2 Obtención de las muestras

La investigación se desarrolló entre junio 2013 y mayo 2014 contando con el permiso marco de recolección de la Universidad de Córdoba otorgado por la Autoridad Nacional de Licencias Ambientales-ANLA, mediante Resolución No. 00914, y con el protocolo aprobado por el Comité de ética de la Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia. Parte de las muestras fue recolectada por el Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, y el resto por los pescadores en las faenas de pesca que efectúan en el área de estudio usando atarraya y trasmallo con 2.1-3.0 pulgadas de tamaño de malla como artes de pesca, entre las 06:00 y las 18:00 horas, y cedidas al laboratorio.

A cada individuo se le tomó longitud total (LT) con un ictiómetro graduado en mm (IK2, Aquatic Biotechnology, España) y el peso total (WT) con una balanza eléctrica con capacidad de  $1500 \pm 0.01$  g (Adventurer, Ohaus Corporation, USA). El material biológico recolectado se conservó refrigerado en neveras de poliuretano de 142 litros de capacidad (Marine Cooler 2A75, Rubbermaid, USA) y transportado posteriormente al Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera de la Universidad de Córdoba, en el Campus Loricá.

## 2.3 Talla media de captura

La composición de la captura por tallas se utilizó para estimar la talla media de captura (TMC) mensual y anual, agrupando los datos en intervalos de un centímetro para aplicar la metodología de SPARRE & VENEMA (1998).

## 2.4 Relación lineal (RL)

Se estimó la regresión lineal LS-LT, mensual y anual, aplicando el método de los mínimos cuadrados (RICKER, 1975):  $LT = a + b * LS$ , en donde LT es la longitud total medida en cm,  $a$  es el intercepto de la línea de regresión,  $b$  es la pendiente y LS es la longitud estándar medida en cm.

## 2.5 Relación longitud-peso (RLP)

También se estimó mensual y anual con la ecuación:  $WT = a LT^b$  (RICKER, 1975), en donde WT es el peso total del pez en gramos,  $a$  es un parámetro de la regresión equivalente al factor de condición ( $k$ ), LT es la longitud total y  $b$  es el coeficiente de crecimiento de la regresión.

## 2.6 Factor de condición (k)

Se estimó mensual y anual con la ecuación  $k = WT/LT^3$  (WEATHERLEY, 1972).

## 2.7 Análisis estadístico

Todos los valores obtenidos se expresan como promedio ( $\pm$  desviación estándar) e intervalos de confianza al 95%. Se aplicó la prueba de normalidad a la distribución de frecuencia de tallas (SPARRE & VENEMA, 1998), se estimaron los coeficientes de correlación ( $r$ ) de la relación longitud-peso, el coeficiente de variación mensual y anual para la longitud total y peso total, y se aplicó la prueba  $t$  de Student al coeficiente de crecimiento ( $b$ ) para evaluar isometría. Luego de evaluar la condición de homocedasticidad, se aplicó análisis de varianza de una vía al factor de condición y coeficiente de crecimiento estimados para cada relación longitud-peso. Cuando se encontraron diferencias estadísticas significativas se aplicó el test de comparaciones múltiples de TUKEY-KRAMER (1949).

## 3 | RESULTADOS

Fueron recolectados 431 ejemplares entre junio 2013 y mayo 2014, de los cuales 212 fueron hembras, 171 machos, 10 indiferenciados y 38 no sexados, en donde el 48.0% de los individuos eran muy pequeños y/o inmaduros.

En la Tabla 1 se muestra el crecimiento en longitud alcanzado mensualmente, en donde la longitud estándar fluctuó entre 4.8-13.2 (7.6  $\pm$  1.3) cm, con intervalo de confianza (IC) al 95% de 0.12 cm, coeficiente de variación (CV) de 16.5%; y la longitud total osciló entre 6.5-16.3 (9.9  $\pm$  1.5) cm, IC de 0.15 y CV de 15.5 %, tallas mínima y máxima registradas en enero 2014 y julio 2013, frecuencia de tallas normalmente distribuida y talla media de captura estimada en 10.0 cm LT (Figura 1). Debido a que todos los coeficientes de variación son menores al 30%, se infiere que las tallas muestreadas (LS, LT) son homogéneas.

Meses	n	Rango de tallas (cm)				Relación lineal					
		LS (cm)	Prom.	D.S	LT (cm)	Prom.	D.S	a $\pm$ IC	b $\pm$ IC	r	r <sup>2</sup>
Junio 2013	40	7.0-9.4	8.1	0.6	9.0-12.2	10.5	0.8	1.34 $\pm$ 1.55	1.12 $\pm$ 0.19	0.89	0.79
Julio	36	6.0-13.2	8.0	1.2	8.7-16.3	10.4	1.2	2.32 $\pm$ 1.00	1.00 $\pm$ 0.12	0.94	0.89
Agosto	28	5.8-11.0	8.4	1.4	7.7-14.5	11.0	1.8	0.49 $\pm$ 1.11	1.25 $\pm$ 0.13	0.97	0.94
Septiembre	33	6.6-10.5	8.7	0.9	9.0-13.5	11.5	1.3	0.12 $\pm$ 1.41	1.30 $\pm$ 0.16	0.95	0.90
Octubre	31	6.6-9.2	8.0	0.7	8.2-11.8	10.4	0.9	2.14 $\pm$ 1.59	1.02 $\pm$ 0.20	0.89	0.80
Noviembre	30	5.8-9.1	7.5	0.9	8.0-12.0	10.0	1.2	0.52 $\pm$ 0.54	1.25 $\pm$ 0.07	0.99	0.98
Diciembre	22	5.1-10.0	7.3	1.4	6.9-12.5	9.4	1.6	0.86 $\pm$ 1.16	1.17 $\pm$ 0.14	0.98	0.96
Enero 2014	39	4.8-10.0	7.3	1.6	6.5-13.0	9.6	1.9	0.97 $\pm$ 0.47	1.18 $\pm$ 0.06	0.99	0.98
Febrero	25	5.5-8.0	6.5	0.8	7.4-10.2	8.6	0.9	1.74 $\pm$ 1.14	1.06 $\pm$ 0.17	0.93	0.87
Marzo	29	5.5-9.6	6.6	1.0	7.3-12.0	8.6	1.3	0.53 $\pm$ 0.86	1.23 $\pm$ 0.13	0.97	0.93
Abril	78	5.1-10.8	7.2	1.2	7.2-13.7	9.5	1.5	1.09 $\pm$ 0.50	1.17 $\pm$ 0.07	0.97	0.94
Mayo	40	6.0-9.0	7.5	0.8	8.0-12.0	10.1	1.0	1.21 $\pm$ 0.83	1.18 $\pm$ 0.11	0.96	0.93

Tabla 1. Información básica mensual de tallas y parámetros de crecimiento de la relación lineal de Murrúa *Geophagus steindachneri* en la ciénaga de Betancí en el período 2013-2014. n es el número de individuos, LS es la longitud estándar, LT es la longitud total, Prom. es la media de cada variable, DS es la desviación estándar, a es el intercepto de la línea de regresión, b es la pendiente de la línea de regresión, IC es el intervalo de confianza, r es el coeficiente de correlación y r<sup>2</sup> es el coeficiente de determinación.

El peso de los individuos osciló entre 4.0-76.0 g ( $19.3 \pm 9.4$ ) g, IC al 95% de 0.9 g, el CV fluctuó entre 17.7 (junio 2013) y 59.4% (enero 2014) (Tabla 2), con valor anual de 48.9%, y el peso promedio de captura fue de 19.4 g (Figura 2). Casi todos los coeficientes son mayores del 30%, lo que indica que hay heterogeneidad en los pesos recolectados en la mayor parte del estudio.

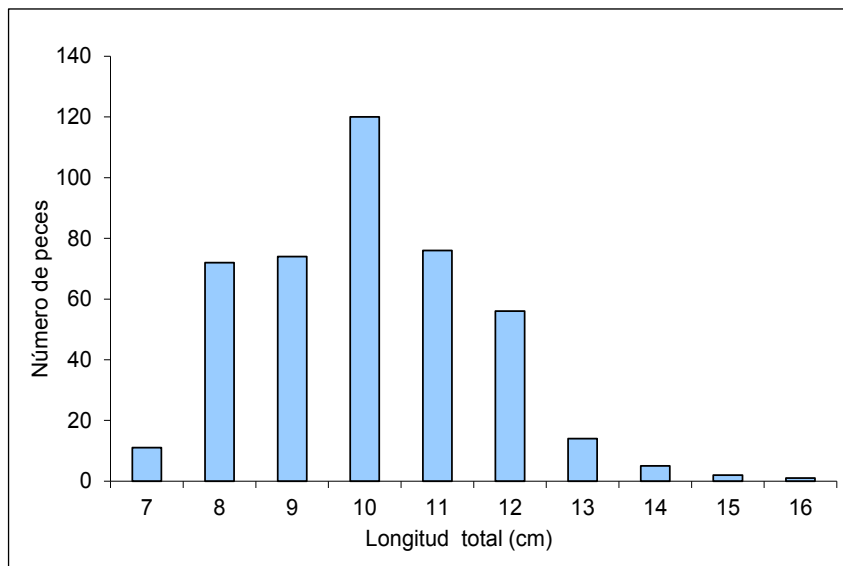


Figura 1. Distribución de frecuencias de tallas de Morruá en la ciénaga de Betancí. Junio 2013-Mayo 2014.

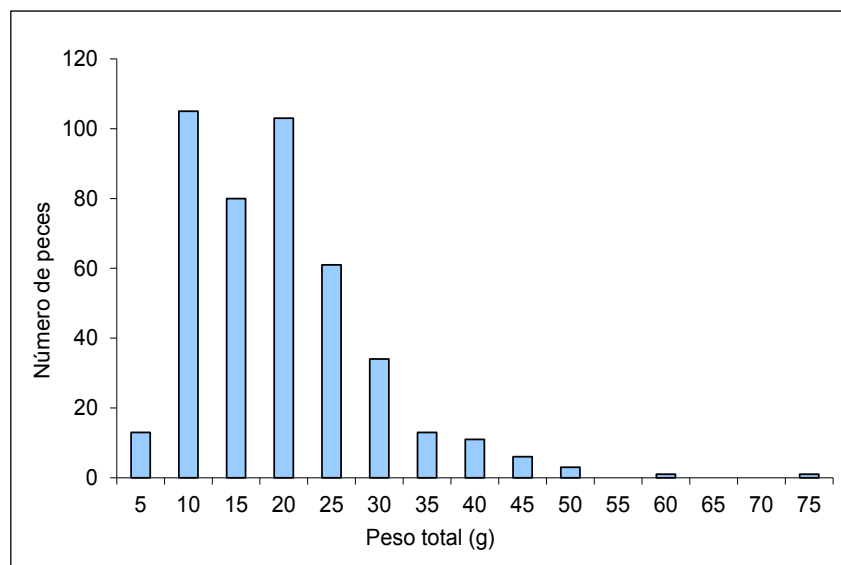


Figura 2. Distribución de frecuencias de pesos de Morruá en la ciénaga de Betancí.

Con la información básica mensual de tallas y los parámetros a y b, se construyeron las regresiones lineales LS-LT por sexo en el período de estudio:

LT = 1.07 ( $\pm$  0.37) + 1.17 ( $\pm$  0.05) LS, r =0.96, n =212. Hembras

LT = 0.70 ( $\pm$  0.31) + 1.23 ( $\pm$  0.04) LS, r =0.98, n =171. Machos

LT = 0.92 ( $\pm$  0.22) + 1.19 ( $\pm$  0.03) LS, r =0.97, n =431. Sexos combinados (Figura 3).

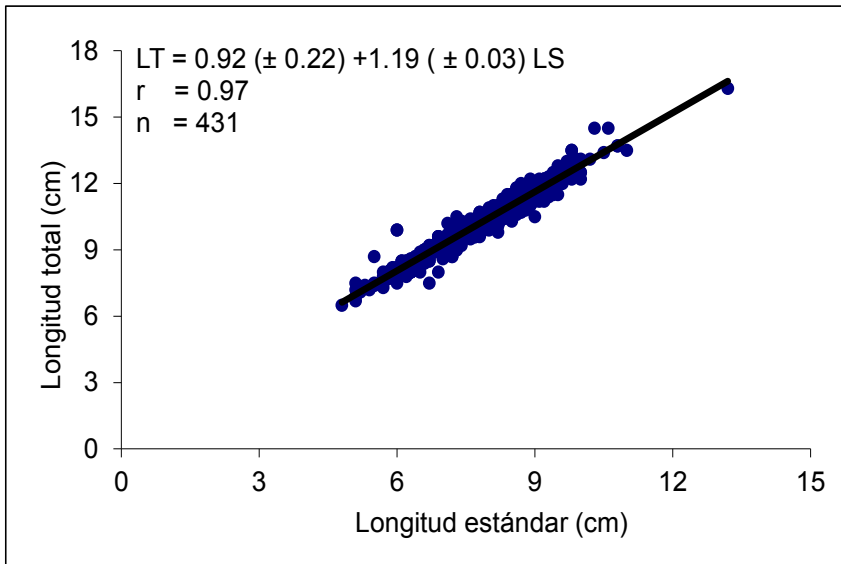


Figura 3. Relación lineal sexos combinados de Morrúa en la ciénaga de Betancí.

En las regresiones lineales mensuales para sexos combinados se observó similitud numérica entre las pendientes estimadas (Tabla 1), a diferencia del intercepto, pero con diferencias estadísticas significativas entre ellas al aplicarles el análisis de varianza ( $F = 1.196$ ;  $p = 0.0274$ ;  $gl = 430$ ). Los coeficientes de correlación estimados fueron estadísticamente significativos ( $p < 0.05$ ) para el tamaño de la muestra.

En la Tabla 2 se presentan los parámetros de crecimiento de la relación longitud-peso. Para sexos combinados, el factor de condición (k) osciló entre 0.013 en diciembre 2013 (aguas bajas) y 0.093 en junio 2013 (aguas altas) con valor anual de 0.017, sin diferencias estadísticas significativas entre ellos ( $F = 0.03939$ ;  $p > 0.9999$ ;  $gl = 430$ ); mientras que el coeficiente de crecimiento (b) alcanzó valores desde 2.29 (junio 2013) hasta 3.15 (diciembre 2013), este sí con diferencias estadísticas significativas entre ellos ( $F = 4.173$ ;  $p < 0.0001$ ;  $gl = 430$ ). El test de TUKEY-KRAMER mostró que las diferencias se presentaron en el 10% de las combinaciones evaluadas.

Meses	n	Longitud total (cm)		Peso total (g)		Relación longitud-peso				
		LT (cm)	Prom. D.S	WT (g)	Prom. D.S	k ± IC	b ± IC	r	r <sup>2</sup>	
Junio 2013	40	9.0-12.2	10.5 0.8	14.0-28.0	20.5 3.6	0.093 ± 0.23	2.29 ± 0.22	0.96	0.92	
Julio	36	8.7-16.3	10.4 1.2	14.0-76.0	22.1 10.5	0.024 ± 0.20	2.90 ± 0.20	0.98	0.96	
Agosto	28	7.7-14.5	11.0 1.8	10.0-60.0	27.1 12.6	0.030 ± 0.16	2.82 ± 0.16	0.99	0.98	
Septiembre	33	9.0-13.5	11.5 1.3	14.0-45.0	30.2 9.1	0.035 ± 0.21	2.75 ± 0.20	0.98	0.96	
Octubre	31	8.2-11.8	10.4 0.9	11.0-40.0	22.2 6.0	0.019 ± 0.40	3.02 ± 0.40	0.94	0.89	
Noviembre	30	8.0-12.0	10.0 1.2	10.0-30.0	19.8 6.4	0.029 ± 0.14	2.81 ± 0.14	0.99	0.98	
Diciembre	22	6.9-12.5	9.4 1.6	6.0-37.0	16.8 9.5	0.013 ± 0.23	3.15 ± 0.24	0.99	0.97	
Enero 2014	39	6.5-13.0	9.6 1.9	4.0-41.0	17.7 10.5	0.018 ± 0.16	3.00 ± 0.17	0.99	0.97	
Febrero	25	7.4-10.2	8.6 0.9	7.0-20.0	11.8 3.9	0.017 ± 0.41	3.04 ± 0.44	0.95	0.90	
Marzo	29	7.3-12.0	8.6 1.3	7.0-29.0	11.3 5.7	0.029 ± 0.21	2.75 ± 0.23	0.98	0.96	
Abril	78	7.2-13.7	9.5 1.5	7.0-49.0	16.1 8.7	0.016 ± 0.16	3.00 ± 0.16	0.97	0.95	
Mayo	40	8.0-12.0	10.1 1.0	10.0-28.0	18.1 4.7	0.040 ± 0.24	2.63 ± 0.23	0.97	0.93	

Tabla 2. Información básica mensual de tallas, peso y parámetros de crecimiento de la relación longitud total-peso total de Morrúa en la ciénaga de Betancí en el período 2013-2014. WT es el peso total, k es el factor de condición, b es el coeficiente de crecimiento.

Por otra parte, el test de student ( $p < 0.05$ ) confirmó que seis de los coeficientes de crecimiento mensual (julio, octubre, diciembre, enero, febrero y abril) fueron isométricos ( $b = 3.0$ ), lo que sugiere que el incremento en peso de la Morrúa fue proporcional a su incremento en longitud en los citados meses, de acuerdo con TRESIERRA & CULQUICHICÓN (1993); mientras que el resto de los coeficientes fue alométrico negativo ( $b < 3.0$ ), lo que indica que el aumento en peso fue más lento que el aumento en longitud en el 50% del período estudiado. Por sexos, el valor anual de b para hembras (2.95) y sexo combinados (3.04) fue isométrico ( $b = 3.0$ ), mientras que el de machos (3.14) fue alométrico positivo ( $b > 3.0$ ). En todos los casos (hembras, machos y sexos combinados) se confirmó la premisa de la relación inversa existente entre este parámetro y el coeficiente de crecimiento (b) de la especie en estudio.

Con las estimaciones del factor de condición y el coeficiente de crecimiento se construyeron las relaciones longitud-peso para hembras, machos y sexos combinados, en donde todos los coeficientes de correlación fueron altos y estadísticamente significativos ( $p < 0.05$ ) debido a la asociación observada entre las variables estudiadas;

WT = 0.020 ( $\pm 0.22$ ) LT<sup>2.95 ( $\pm 0.22$ )</sup>,  $r = 0.98$ ,  $n = 212$ . Hembras

WT = 0.013 ( $\pm 0.09$ ) LT<sup>3.14 ( $\pm 0.10$ )</sup>,  $r = 0.98$ ,  $n = 171$ . Machos

WT = 0.017 ( $\pm 0.06$ ) LT<sup>3.04 ( $\pm 0.06$ )</sup>,  $r = 0.98$ ,  $n = 431$ . Sexos combinados (Figura 4)

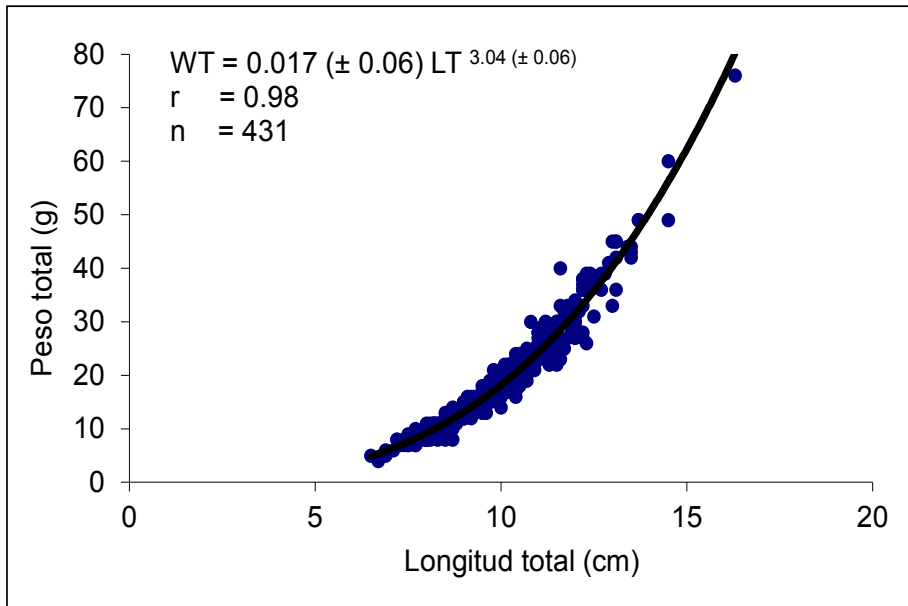


Figura 4. Relación longitud-peso sexos combinados de Morruía en la ciénaga de Betancí.

#### 4 | DISCUSIÓN

En Colombia, para la especie en estudio, GARCÍA-MELO (2006) recolectó tallas entre 6.0 y 123.0 mm en el río Andes, cuenca del río Coello, mientras que RANGEL-SERPA & TORRES (2015) registraron 43.0-122.0 mm en el río Fonce, cuenca del río Sogamoso; ambas cuencas pertenecientes al sistema del río Magdalena. OLAYA-NIETO et al. (2016b) reportaron tallas similares entre 7.2 y 14.5 cm LT, con talla media de captura de 10.7 cm LT para Cocabolo *Andinoacara* sp., una especie afín muy común en la costa Caribe colombiana.

Vale anotar que la talla media de captura estimada en este trabajo (10.0 cm LT) es menor que la longitud media de madurez sexual (10.5 cm LT) reportada por ARCIRIA et al. (2017), supondría que la especie estaría siendo pescada antes de reproducirse, lo que sugiere un incipiente problema de sobrepesca sobre el recurso que afectaría su preservación en su ambiente natural y su pesquería. Situación preocupante, porque a pesar de que la Morruía no está documentada en la pesca comercial en Colombia, ni es importante en las estadísticas pesqueras anuales, si hace parte de la pesca de subsistencia, contribuyendo a la seguridad alimentaria de los pescadores y sus familias ubicadas en la ciénaga de Betancí y su área de influencia.

Con relación al factor de condición anual, o estado de bienestar anual, estimado para sexos combinados ( $k = 0.017$ ), se observó que es siete veces mayor al inicio de las aguas altas en junio 2013, con respecto al de las aguas bajas en diciembre 2013 (0.093 vs 0.013); mientras que el bienestar de las hembras ( $k = 0.020$ ) es 42.9% mayor que el de los machos ( $k = 0.014$ ) al ser más grandes y pesadas, concordando con PETRO & MACEA, 2019. Dicho



estado de bienestar en aguas altas es consistente con la mayor oferta alimenticia debido al aporte de alimento alóctono como Material vegetal e Insectos a la ciénaga como consecuencia de las lluvias y la escorrentía tanto en aguas ascendentes como en aguas altas, tal y como lo reportan OLAYA-NIETO et al. (2020).

Tales estimaciones para hembras, machos y sexos combinados se encuentran dentro del rango 0.0000224-0.055 reportado para el género *Geophagus* en América del Sur por GARCÍA-MELO, 2006; ANTONETTI et al., 2014; OLIVEIRA et al., 2013; GUBIANI & HORLANDO, 2014; CELLA-RIBEIRO et al., 2015; DA COSTA et al., 2015; GIARRIZZO et al., 2015; MENDONÇA et al., 2015; NOBILE et al., 2015; SÁ-OLIVEIRA et al., 2015; SILVA et al., 2015; SILVEIRA & VAZ-DOS-SANTOS, 2015; MARQUES et al., 2016; FREITAS et al., 2017; HASHIGUTI et al., 2017; QUINTELA et al., 2017; CAMPOS et al., 2020 (Tabla 3). Sin embargo, por defecto, el correspondiente a los machos (0.013) está por fuera del promedio  $\pm$  intervalo de confianza al 95%, cuyo valor es  $0.025 \pm 0.008$ .

En el caso de los tres coeficientes de crecimiento de la relación longitud total-peso total (LT-WT) estimados en este trabajo, también se encontraron dentro del rango 2.540-3.378 reportado para el género *Geophagus* en América del Sur tal y como aparece en la Tabla 3; sin embargo el correspondiente a los machos, el cual fue alométrico positivo –por exceso– está por fuera del promedio  $\pm$  intervalo de confianza al 95%, cuyo valor es de  $3.014 \pm 0.08$ .

Especie	Longitud (cm)	k	b	n	R	Fuente
<i>Geophagus altifrons</i>	LT	0.01350	3.070	762	0.990	GIARRIZZO et al., 2015
<i>G. altifrons</i>	LS	0.04000	2.830	49	0.993	HASHIGUTI et al., 2017
<i>G. argyrostictus</i>	LT	0.01330	3.060	236	0.950	GIARRIZZO et al., 2015
<i>G. brasiliensis</i>	LT	0.01620	3.080	86	0.995	ANTONETTI et al., 2014
<i>G. brasiliensis</i>	LS	0.03730	2.980	417	0.990	GUBIANI & HORLANDO, 2014
<i>G. brasiliensis</i>	LT	0.01498	3.020	73	0.995	DA COSTA et al., 2015
<i>G. brasiliensis</i>	LT	0.01940	3.020	104	0.985	MENDONÇA et al., 2015
<i>G. brasiliensis</i>	LT	0.03360	3.030	45	0.996	NOBILE et al., 2015
<i>G. brasiliensis</i>	LT	0.01334	3.130	400	0.993	SILVEIRA & VAZ-DOS-SANTOS, 2015
<i>G. brasiliensis</i>	LS	0.03800	2.990	465	0.981	FREITAS et al., 2017
<i>G. brasiliensis</i>	LT	0.00190	3.118	80	0.995	QUINTELA et al., 2017
<i>G. camopiensis</i>	LT	0.03600	2.929	95	0.990	SILVA et al., 2015
<i>G. iporangensis</i>	LS	0.03300	3.048	137	0.996	CAMPOS et al., 2020
<i>G. megasema</i>	LS	0.04403	2.908	121	0.985	CELLA-RIBEIRO et al., 2015
<i>G. neambi</i>	LT	0.00690	3.378	57	0.996	OLIVEIRA et al., 2013
<i>G. proximus</i>	LT	0.05500	2.540	120	0.938	SÁ-OLIVEIRA et al., 2015
<i>G. proximus</i>	LT	0.02790	3.049	705	0.910	MARQUES et al., 2016
<i>G. steindachneri</i>	LS*	2.24E-05	3.07	247	0.990	GARCÍA-MELO, 2006
<i>G. steindachneri</i> -H	LT	0.020	2.95	212	0.980	ESTE TRABAJO, 2022

<i>G. steindachneri</i> - M	LT	0.013	3.14	171	0.980	ESTE TRABAJO, 2022
<i>G. steindachneri</i> - SC	LT	0.017	3.04	431	0.980	ESTE TRABAJO, 2022

Tabla 3. Parámetros de crecimiento de la relación longitud-peso sexos combinados para el género *Geophagus* en América del Sur. H =hembra, M = macho, SC = sexos combinados, \* = talla en mm.

Los parámetros biológicos de la relación longitud-peso (RLP) permiten estimar el peso de los peces en función de la longitud y viceversa (FREITAS et al., 2017), realizando comparaciones entre poblaciones de la misma especie o entre especies diferentes (JOYEUX et al., 2009) y son importantes para convertir y comparar los datos de pesca con las características biológicas de una especie determinada, como el patrón de crecimiento, por ejemplo (GIARRIZZO et al., 2011; PERVAIZ et al., 2012).

Sin embargo, en la década pasada, FROESE & PAULY (2015) afirmaban que a pesar de la abundancia de ictiofauna en los trópicos, los datos de las relaciones longitud-peso de muchas especies de peces aún no estaban disponibles en FishBase, por lo que existía un déficit en el conocimiento de estos indicadores de los peces neotropicales de agua dulce según AZEVEDO-SANTOS et al. (2017), lo que soslayaba que conocer las relaciones longitud-longitud (RLL), longitud-peso (RLP) y la talla de madurez sexual, o de primera madurez (TMM), es de gran utilidad para los programas de manejo y monitoreo de stocks de peces para evitar la explotación de ejemplares jóvenes y la consiguiente reducción del stock reproductor, así como para los programas de la conservación de especies (FROESE, 2006; VICENTIN et al., 2012) y de su diversidad.

Por lo tanto, las mediciones morfométricas y las relaciones estadísticas de los peces son imprescindibles tanto para la biología pesquera (MUSTAFA & BROOKS, 2008) como para los estudios taxonómicos (SIMON et al., 2010) y el mantenimiento de los servicios ecosistémicos (OLIVEIRA et al., 2014).

## 5 | CONCLUSIONES

La información analizada indica que la Morrúa es un pez de pequeño tamaño, en donde la mayor parte de los individuos se recolectaron con longitudes muy pequeñas o inmaduros, cuya talla media de captura estimada en 10.0 cm LT es menor que la longitud media de madurez sexual (10.5 cm LT) reportada para la especie en el área de estudio. Su crecimiento fue isométrico para sexos combinados, con mejor estado de bienestar al inicio de las aguas altas en junio 2013; en tanto que en las hembras también fue isométrico a diferencia de los machos, que resultó alométrico positivo, mientras que su estado de bienestar fue 42.9% mayor al ser más grandes y pesadas que los machos. El hecho de que la talla media de captura de la especie en estudio sea menor que su longitud media de madurez sexual supondría que estaría siendo pescada antes de reproducirse, lo que sugiere un incipiente problema de sobrepesca sobre el recurso que afectaría su preservación en su ambiente natural, su pesquería y la seguridad alimentaria de los pescadores y sus familias ubicadas en

la ciénaga de Betancí y su área de influencia.

## AGRADECIMIENTOS

A los pescadores artesanales y a los comercializadores de pescado de la ciénaga de Betancí, cuenca del río Sinú, a los tesisistas-investigadores del Laboratorio que colaboraron en esta investigación y la Universidad de Córdoba, por la financiación recibida.

## REFERENCIAS

- ANTONETTI DA, LEAL ME, SCHULZ UH. **Length-weight relationships for 19 fish species from the Jacuí Delta, RS, Brazil.** J Appl Ichthyol v. 30 (1): 259-260, 2014.
- ARCIRIA-CORREA MF, GULFO-ÁVILA RA, SEGURA-GUEVARA FF, MARTÍNEZ-GONZÁLEZ AL, TORDECILLA-PETRO G, OLAYA-NIETO CW. **Reproducción de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (Eigenmann & Hildebrand, 1922) en la ciénaga de Betancí, Colombia.** Memorias XIV Congreso Colombiano de Ictiología y Quinto Encuentro de Ictiólogos Suramericanos. Dahlia (Rev Asoc Colomb Ictiol) Edición especial v. 13: 166, 2017.
- AZEVEDO-SANTOS VM, COELHO PN, BRAMBILLA EM, LIMA FP, NOBILE A.B.; BRITTON JR. **Length-weight relationships of four fish species from the upper Paraná River basin, Southeastern Brazil.** J Appl Ichthyol v. 34 (1): 237-239, 2017.
- CAMPOS LL, GOMES LC, GENTILIN-AVANCI C, BENEDITO E. **Length-weight relationships for freshwater fishes from streams of the Atlantic rainforest, State of Paraná, Brazil.** J Appl Ichthyol v. 36 (6): 866-869, 2020.
- CELLA-RIBEIRO A, HAUSER M, NOGUEIRA LD, DORIA CRC, TORRENTE-VILARA G. **Length-weight relationships of fish from Madeira River, Brazilian Amazon, before the construction of hydropower plants.** J Appl Ichthyol v. 31 (5): 939-945, 2015.
- CONSULTORÍA DEL CARIBE LTDA. **Diagnóstico integral de la ciénaga de Betancí.** Montería: Informe final presentado a la Corporación Autónoma Regional de los Valles del Sinú y San Jorge (CVS). 1998.
- DA COSTA MR, MORETI T, UEHARA W, dos SANTOS HK, ARAÚJO FG. **Length-weight relationships for 15 fish species from Atlantic rain forest streams, southeastern Brazil.** J Appl Ichthyol v. 31 (4): 809-810, 2015.
- EIGENMANN CH. **The fishes of western South America, Part I. The fresh-water fishes of northwestern South America, including Colombia, Panama, and the Pacific slopes of Ecuador and Peru, together with an appendix upon the fishes of the rio Meta in Colombia.** Memoirs of the Carnegie Museum v. 9:1-346, 1922.
- FREITAS TMS, DUTRA GM, SALVADOR GN. **Length-weight relationships of 18 fish species from Paraíba do Sul basin, Minas Gerais, Brazil.** J Appl Ichthyol v. 33 (3): 652-654, 2017.

- FREITAS TMS, SOUZA J BS, PRUDENTE BS, MONTAG, LFA. **Length-weight relationship in ten fish species from the Nhamundá River, the Amazon Basin, Brazil.** Acta Amazonica v. 47 (1): 75–78, 2017.
- FROESE R. **Cube law, condition factor and weight–length relationships: history, meta-analysis and recommendations.** J Appl Ichthyol v. 22 (4): 241-253, 2006.
- FROESE R, PAULY D. Ed. FishBase. **World Wide Web electronic publication.** www.fishbase.org, 2015 (accessed on 10 February 2015).
- FROESE R. PAULY D. Ed. **FishBase. World Wide Web electronic publication.** www.fishbase.org; 2022 (revisado el 13 de marzo 2022).
- GALVIS G, MOJICA JI, CAMARGO M. **Peces del Catatumbo.** Bogotá: Asociación Cravo Norte. 1997.
- GARCÍA-MELO LJ. **Algunos aspectos sobre la historia de vida de *Geophagus steindachneri* (Teleostei: Cichlidae).** Asociación Colombiana de Limnología-Neolimnos 1:149-163, 2006.
- GIARRIZZO T, BASTOS D, ANDRADE M. **Length–weight relationships for selected fish species of Rio Trombetas Biological Reserve: a reference study for the Amazonian basin.** J Appl Ichthyol v. 27 (6): 1422-1424, 2011.
- GIARRIZZO T, DE SENA OLIVEIRA RR, ANDRADE MC, GONÇALVES AP, BARBOSA TAP, MARTINS AR et al. **Length–weight and length–length relationships for 135 fish species from the Xingu River (Amazon Basin, Brazil).** J Appl Ichthyol v. 31 (2): 415-424, 2015.
- GUBIANI EA, HORLANDO SS. Length-weight and length-length relationships and length at first maturity for freshwater fish species of the Salto Santiago Reservoir, Iguaçú River Basin, Brazil. J Appl Ichthyol v. 30 (5): 1087-1091, 2014.
- GULFO RA, ARCIRIA MF. **Biología reproductiva de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (Eigenmann & Hildebrand, 1922) en la ciénaga de Betanci, Colombia.** Trabajo de pregrado. Montería: Programa de Acuicultura, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba. 2015.
- HASHIGUTI DTF, BEGOT TO, PRUDENTE BS, FREITAS TMS, MONTAG LFA. **Length–weight relationships of six fish species from Tapajós River, Eastern Amazon, Brazil.** J Appl Ichthyol v. 33 (6): 1244-1246, 2017.
- IGAC. Instituto Geográfico Agustín Codazzi. **Estudio general de suelos y zonificación de tierras: departamento de Córdoba, escala 1:100.000.** Bogotá: Imprenta Nacional de Colombia. 2009.
- JOYEUX JC, GIARRIZZO T, MACIEIRA RM, SPACH HL, VASKE TJ. **Length-weight relationships for Brazilian estuarine fishes along a latitudinal gradient.** J Appl Ichthyol v. 25 (3): 350-355, 2009.
- KULLANDER SO. **Family Cichlidae.** In Reis RE, Kullander SO, Ferraris Jr. CJ. (eds.). Checklist of the freshwater fishes of South and Central America. Porto Alegre: EDIPUCRS. 605-654, 2003.

MARQUES H, NOBILE AB, DIAS JHP, RAMOS IP. **Length–weight and length–length relationships for 23 fish species of Porto Primavera reservoir, Upper Paraná River, Brazil.** J Appl Ichthyol v. 32 (6): 1342–1346, 2016.

MENDONÇA HS, SILVA-CAMACHO DS, PINTO SM AND ARAÚJO FG. **Length-weight relationships of 14 fish species from a lowland tropical reservoir in southeastern Brazil.** J Appl Ichthyol v. 31 (5): 970–972, 2015.

MUSTAFA MG, BROOKS AC. **Status of fisheries resource and management approach in the open Beels of Bangladesh: a comparative case study.** Asian Fish Sci v. 21: 189-203, 2008.

NOBILE AB, BRAMBILLA EM, DE LIMA FP, FREITAS-SOUZA D, BAYONA-PEREZ IL, CARVALHO ED. **Length–weight relationship of 37 fish species from the Taquari River (Parapanema Basin, Brazil).** J Appl Ichthyol v. 31 (3): 580–582, 2015.

OLAYA-NIETO CW, SEGURA-GUEVARA FF, TORDECILLA-PETRO G, MARTÍNEZ-GONZÁLEZ Á. **Estimación de los parámetros biológicos básicos de peces comerciales de la cuenca del río San Jorge–Fase II.** Informe final. Lórica: Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Programa de Acuicultura, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba. 2016a.

OLAYA-NIETO CW, CAMARGO-HERRERA L, DÍAZ-SAJONERO V, SEGURA-GUEVARA FF. **Feeding habits of Cocobolo *Andinoacara pulcher* in the cienaga Grande de Lórica, Colombia.** Rev MVZ Córdoba v. 21 (1): 5189-5197, 2016b.

OLAYA-NIETO CW, MACEA-PORTILLO RR, PETRO-HOYOS YR, MARTÍNEZ-GONZÁLEZ ÁL, TORDECILLA-PETRO G, SEGURA-GUEVARA FF, SOLANO-PEÑA DC, PÉREZ-DORIA WA. **Hábitos alimentarios de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (Cichlidae) en la ciénaga de Betancí, Colombia.** En: Tópicos integrados de zoología 2. Oliveira-Junior JMB, Calvão LB (eds.). Ponta Grossa: Atena. Cap. 4: 24-37, 2020.

OLAYA-NIETO CW, SEGURA-GUEVARA FF, TORDECILLA-PETRO G, MARTÍNEZ-GONZÁLEZ Á, VARGAS-GONZÁLEZ J. **Biología básica de peces comerciales de la cuenca del río Sinú, Colombia.** Informe final. Lórica: Laboratorio de Investigación Biológico Pesquera-LIBP, Programa de Acuicultura, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba. 2022.

OLIVEIRA RRS, ANDRADE MC, PITEIRA DG, GIARRIZZO T. **Length–length and length–weight relationships for fish fauna from headwaters of Onça Puma Mountain ridge, Amazonian region, Brazil.** Biota Amazônia v. 3 (1): 193-197, 2013.

OLIVEIRA VA, LOVERDE-OLIVEIRA SM, MATEUS LA, TEIXEIRA-DE MELLO F. **Length-weight relationships of 26 fish species from the streams of the upper section of the Paraguay River basin (Mato Grosso, Brazil).** J Appl Ichthyol v. 31 (1): 225-227, 2014.

PERVAIZ K, IQBAL Z, MIRZA MR, JAVED MN, NAEEM M, ISHTIAQ A. **Length-weight, length-length relationships and feeding habitats of wild Indus Mahseer, *Tor macrolepis*, from Attock, Pakistan.** J Appl Ichthyol v. 28 (4): 673–676, 2012.

PETRO YR, MACEA RR. **Hábitos alimentarios de la Morrúa *Geophagus steindachneri* (Eigenmann & Hildebrand, 1922) en la ciénaga de Betancí, Colombia.** Trabajo de pregrado. Montería: Programa de Acuicultura, Departamento de Ciencias Acuícolas, Facultad de Medicina Veterinaria y Zootecnia, Universidad de Córdoba; 2019.

QUINTELA FM, PEREYRA PER, CORRÊA F, LOEBMANN D. **Length-weight relationships of insular cichlids from Patos Lagoon estuary, subtropical Brazil.** J Appl Ichthyol v. 33 (3): 623–624, 2017.

RANGEL-SERPA F, MAURICIO TORRES M. **Reproductive seasonality of *Geophagus steindachneri* Eigenmann & Hildebrand, 1922 (Perciformes: Cichlidae) in a tropical mountain river.** Neotropical Ichthyol v. 13 (2): 421-430, 2015.

REIS RE, KULLANDER SO, FERRARIS Jr. CJ. (eds.). **Checklist of the freshwater fishes of South and Central America.** Porto Alegre: EDIPUCRS. 2003.

RICKER WE. **Computation and interpretation of biological statistics of fish population.** J Fish Res Board Can v. 191: 1-382, 1975.

SPARRE P, VENEMA SC. **Introduction to tropical fish stock assessment. Part 1. Manual.** Rome: FAO Fisheries Technical Paper v. 306.1 (Rev. 2): 407p, 1998.

SÁ-OLIVEIRA JC, ANGELINI R, ISAAC-NAHUM VJ. **Population parameters of the fish fauna in a long-established Amazonian reservoir (Amapá, Brazil).** J Appl Ichthyol v. 31 (2): 290–295, 2015.

SILVA LMA, OLIVEIRA MSB, FLORENTINO AC, TAVARES-DIAS M. **Length-weight relationship of 11 fish species from a tributary of the Amazon River system in northern Brazil.** J Appl Ichthyol v. 31 (4): 816–817, 2015.

SILVEIRA EL, VAZ-DOS-SANTOS AM. **Length-weight relationships for 22 neotropical freshwater fishes from a subtropical river basin.** J Appl Ichthyol v. 31 (3): 552–554, 2015.

SIMON KD, MAZLAN AG, SAMAT A, ZAIDI CC, AZIZ A. **Size, growth and age of two congeneric archer fishes (*Toxotes jaculatrix* and *Toxotes chatareus*) inhabiting Malaysian coastal waters.** Sains Malaysiana v. 39 (5): 697-704, 2010.

TRESIERRA AE, CULQUICHICÓN ZG. **Biología pesquera.** Trujillo: Concytec. 1993.

TUKEY JW. **Comparing individual means in the analysis of variance.** Biometrics v. 5: 99-114, 1949.

VICENTIN W, COSTA FE, DOS S, SUAREZ YR. **Length-weight relationships and length at first maturity for fish species in the upper Miranda River, southern Pantanal wetland, Brazil.** J Appl Ichthyol v. 28 (1): 143–145, 2012.

WEATHERLEY A. **Growth and ecology of fish populations.** London: Academic Press. 1972.

WIMBERGER PH. **Plasticity of jaw and skull morphology in the Neotropical cichlids *Geophagus brasiliensis* and *G. steindachneri*.** Evolution 1991; 45 (7): 1546-1563.

ZAPATA C. **Análisis físico y químico e índice de la calidad del agua (ICA) de la ciénaga de Betancí (Montería-Córdoba)**. Informe final de pasantía para optar el título de biólogo. Montería: Programa de Biología, Facultad de Ciencias Básicas, Universidad de Córdoba. 2014.

# CAPÍTULO 9

## TOXICIDADE AGUDA DOS HERBICIDAS 2,4-D E ATRAZINA EM GIRINOS DE *PHYSALAEMUS CUVIERI*

Data de aceite: 04/07/2022

Data de submissão: 17/05/2022

### Alexandre Folador

Laboratório de Ecologia e Conservação  
Universidade Federal da Fronteira Sul  
Erechim – RS  
<http://lattes.cnpq.br/8288479511340523>

### Camila Fatima Rutkoski

Laboratório de Ecologia e Conservação  
Universidade Federal da Fronteira Sul  
Erechim – RS  
<http://lattes.cnpq.br/4974691779417911>

### Natani Macagnan

Laboratório de Ecologia e Conservação  
Universidade Federal da Fronteira Sul  
Erechim – RS  
<http://lattes.cnpq.br/0554483366724722>

### Vrandrieli Jucieli Skovronski

Laboratório de Ecologia e Conservação  
Universidade Federal da Fronteira Sul  
Erechim – RS  
<http://lattes.cnpq.br/1814142013238161>

### Paulo Afonso Hartmann

Laboratório de Ecologia e Conservação  
Universidade Federal da Fronteira Sul  
Erechim – RS  
<https://orcid.org/0000-0003-1417-0409>

### Marília Teresinha Hartmann

Laboratório de Ecologia e Conservação  
Universidade Federal da Fronteira Sul  
Erechim – RS  
<https://orcid.org/0000-0002-2473-1276>

**RESUMO:** Contaminantes emergentes como agrotóxicos provenientes da atividade agrícola podem atingir diversos ambientes aquáticos, causar problemas de saúde pública e efeitos danosos a organismos aquáticos. Os herbicidas 2,4-D e atrazina destacam-se entre os agrotóxicos mais vendidos no Brasil e frequentemente são detectados em habitats de anfíbios de forma misturada ou isolada. Diante do exposto, o objetivo deste estudo foi avaliar a toxicidade letal de uma formulação comercial de 2,4-D e uma de atrazina em girinos de *Physalaemus cuvieri*. Foram realizados ensaios letais com girinos criados no laboratório e em ambiente natural (lago). Os ensaios letais tiveram duração de 96 horas. Para 2,4-D as concentrações letais testadas variaram de 7 a 50 mg.L<sup>-1</sup> e para atrazina de 1 a 55 mg.L<sup>-1</sup>. A CL<sub>50</sub> de 2,4-D para girinos de *P. cuvieri* criados em laboratório foi de 12,66 mg.L<sup>-1</sup> e para os criados no lago de 31,44 mg.L<sup>-1</sup>. Para atrazina, a CL<sub>50</sub> para girinos criados no laboratório foi de 9,86 mg.L<sup>-1</sup> e para os criados no lago de 6,80 mg.L<sup>-1</sup>. Neste estudo, girinos de *P. cuvieri* coletados de ambiente natural demonstraram maior resistência a exposição a concentrações letais de 2,4-D, apesar de a sensibilidade ter sido similar para a exposição a atrazina.

**PALAVRAS-CHAVE:** 2-4 D. Atrazina. *Physalaemus cuvieri*. Toxicidade letal.

### LETHAL TOXICITY OF 2,4-D AND ATRAZINE HERBICIDES IN *PHYSALAEMUS CUVIERI* TADPOLES

**ABSTRACT:** Emerging contaminants such as pesticides from agricultural activity can reach



different aquatic environments, causing public health problems and harmful effects to aquatic organisms. The herbicides 2,4-D and atrazine stand out among the most sold pesticides in Brazil and are frequently detected in amphibian habitats in a mixed or isolated form. Given the above, the objective of this study was to evaluate the lethal toxicity of a commercial formulation of 2,4-D and an atrazine in tadpoles of *Physalaemus cuvieri*. Lethal tests were carried out with tadpoles reared in the laboratory and in a natural environment (lake). The lethal trials lasted 96 hours. For 2,4-D the lethal concentrations tested ranged from 7 to 50 mg.L<sup>-1</sup> and for atrazine from 1 to 55 mg.L<sup>-1</sup>. The LC50 of 2,4-D for *P. cuvieri* tadpoles reared in the laboratory was 12.66 mg.L<sup>-1</sup> and for those reared in the lake 31.44 mg.L<sup>-1</sup>. For atrazine, the LC50 for lab-bred tadpoles was 9.86 mg.L<sup>-1</sup> and for lake-bred tadpoles 6.80 mg.L<sup>-1</sup>. In this study, *P. cuvieri* tadpoles collected from the natural environment showed greater resistance to exposure to lethal concentrations of 2,4-D, although sensitivity was similar for exposure to atrazine.

**KEYWORDS:** 2-4 D. Atrazine. *Physalaemus cuvieri*. Lethal toxicity.

## 1 | INTRODUÇÃO

Contaminantes emergentes como agrotóxicos provenientes da atividade agrícola podem atingir diversos ambientes aquáticos, causando problemas de saúde pública e efeitos danosos a organismos aquáticos (FAIRBAIRN et al., 2018; WEISSINGER et al., 2018). Agrotóxicos da classe dos herbicidas, utilizados para controle de plantas daninhas e otimização da produção agrícola (GAAIED et al., 2019), são a classe mais vendida no Brasil (IBAMA, 2021). Contudo, o uso excessivo de herbicidas eleva a probabilidade de eles atingirem ambientes aquáticos e alterar o equilíbrio ecológico (GAAIED et al., 2019).

Os herbicidas 2,4-D e atrazina estão entre os cinco agrotóxicos mais utilizados no Brasil (IBAMA, 2021), sendo que o 2,4-D (ácido diclorofenóxiacético) é classificado como classe I, extremamente tóxico ao meio ambiente, sendo altamente seletivo e sistêmico (ANVISA, 2022; AGROFIT, 2022). É utilizado em pré e pós-emergência para controle de plantas daninhas em culturas de arroz, aveia, café, cana-de-açúcar, centeio, cevada, milho, pastagem, soja, sorgo e trigo (ANVISA, 2022). A solubilidade do 2,4-D em água é de 45 g/L (VIEIRA et al., 1999), contudo, essa propriedade pode ser aumentada em ambientes naturais devido a interação com outras moléculas (GINES et al., 1996). A adsorção do herbicida no solo é baixa ( $K_d = 0,7$ ) o que implica em alto potencial de lixiviação e contaminação das águas (BELCHIOR et al., 2017). Já a atrazina (2-cloro-4-etilamino-6isopropil-amino-s-triazina) classifica-se como Classe III, sendo mediamente tóxico ao meio ambiente e altamente persistente e tóxico para indivíduos aquáticos (ANVISA, 2022). O herbicida é empregado em culturas de milho, abacaxi, cana – de – açúcar, milheto, pinus, seringueira, sisal e sorgo (ANVISA, 2022). Esse composto apresenta baixo potencial de bioacumulação e, moderada adsorção e mobilidade em solo (NEIVERTH, 2015). A dispersão do herbicida no meio ambiente ocorre principalmente por lixiviação para águas superficiais e subterrâneas (PAULINO, 2011). A atrazina tem uso irrestrito em boa parte

do mundo, porém, está proibida na União Européia desde 2004 por sua persistência no ambiente e toxicidade (YANG et al., 2017) e, na Alemanha desde 1991 (IKARI et al., 2018).

No Brasil, a concentração máxima de agrotóxico permitida na água utilizada para consumo humano é estabelecida pela Portaria do Ministério da Saúde nº 2914/2011 (BRASIL, 2011). A máxima concentração de 2,4-D permitida na água para consumo humano é de 30  $\mu\text{g.L}^{-1}$ , e de atrazina é de 2  $\mu\text{g.L}^{-1}$  (BRASIL, 2011). Já a União Europeia estabelece o limite de 0,1  $\mu\text{g.L}^{-1}$  para 2,4-D e atrazina na água, sendo mais restritiva que o Brasil (REPÓRTER BRASIL; AGÊNCIA PÚBLICA; PUBLIC EYE; 2019). A atrazina encontra-se na lista da *Pesticide Action Network* (PAN) sendo classificada como altamente perigosa, em virtude de estar associada a distúrbios endócrinos e hormonais (REPÓRTER BRASIL; AGÊNCIA PÚBLICA; PUBLIC EYE; 2019). O uso da atrazina está banido em 41 países, sendo Cabo Verde, Chad, Egito, União Europeia (27 países), Gambia, Mauritânia, Morocco, Níger, Oman, Palestina, Senegal, Switzerland, Togo, Reino Unido e Uruguai (PAN, 2021). Já o 2,4-D está banido em 3 países: Moçambique, Norway e Vietnã (PAN, 2021).

Anfíbios são vertebrados considerados bioindicadores ambientais em virtude do seu ciclo de vida bifásico (aquático e terrestre) e por estarem sujeitos ao contato natural com contaminantes em seu habitat (BRANDÃO et al., 2011; BORGES et al., 2018). O estágio de girino confere maior suscetibilidade a agrotóxicos, pois, a água contaminada pode ser absorvida pela pele fina e permeável bem como pela respiração por brânquias (WIJESINGHE et al., 2011). Com isso, estudos com anfíbios podem contribuir para descoberta de espécies bioindicadoras de alterações ambientais, auxiliando no entendimento dos fatores associados ao declínio de espécies (STUART et al., 2004; LAVORATO et al., 2013; MACAGNAN et al., 2017; RUTKOSKI et al., 2018). Além disso, os estudos anfíbios podem ser utilizados para determinação do risco ecológico de agrotóxicos (MACAGNAN et al., 2017; RUTKOSKI et al., 2018).

*Physalaemus cuvieri* é um anfíbio muito comum e com ampla distribuição no Brasil, Argentina e Paraguai (BORGES-MARTINS, 2007; MIJARES; RODRIGUES; BALDO, 2010). É caracterizada como uma espécie de menor preocupação pela *International Union for Conservation of Nature Red List of Threatened Species* (IUCN) (IUCN, 2022). Possui hábitos noturnos e ocorre em diversos habitats, tais como áreas abertas, savanas inundadas, pastagens, além de poças temporárias (MIJARES; RODRIGUES; BALDO, 2010). É adaptável a diversos ambientes e se reproduz depositando seus ovos em ninhos de espuma, fixados na vegetação na beira de lagos (MIJARES; RODRIGUES; BALDO, 2010).

A maioria dos estudos realizados sobre a toxicidade de agrotóxicos em anfíbios é realizada em condições controladas de laboratório. No entanto, existe a dúvida se resultados obtidos com girinos criados em laboratório são comparáveis aos que se desenvolvem em seu ambiente natural. Por isso, o objetivo deste trabalho foi avaliar e comparar a toxicidade aguda ( $CL_{50,96h}$ ) de dois herbicidas, 2,4-D e atrazina, para *Physalaemus cuvieri*, em dois

modos distintos de criação, in situ (lago) e ex situ (laboratório).

## 2 | METODOLOGIA

### 2.1 Agrotóxicos

No estudo foram utilizadas formulações comerciais dos herbicidas 2,4-D (2,4-D Nortox, com 670 g.L<sup>-1</sup> de equivalente ácido e 526,6 g.L<sup>-1</sup> de ingredientes inertes) e atrazina (Aclamado BR, com 500 g.L<sup>-1</sup> de ingrediente ativo e 620 g.L<sup>-1</sup> de outros ingredientes).

A solução-estoque foi preparada através da diluição da formulação comercial em água destilada, para obter uma concentração de 500 mg.L<sup>-1</sup>, e as concentrações de cada agrotóxico foram colocadas nos recipientes de ensaio. Para 2,4-D foram testadas cinco concentrações baseadas no estudo de Barbieri (2009): 7, 11, 20, 30 e 50 mg.L<sup>-1</sup>. Para atrazina foram definidas seis concentrações, baseadas no estudo de Wrubleswski et al (2018): 1, 3, 12, 24, 35 e 55 mg.L<sup>-1</sup>.

### 2.2 Organismo-teste e desenho experimental

Nos ensaios de toxicidade foram utilizados girinos de *P. cuvieri* (Anura: Leptodactylidae) como organismo-teste. Foram usados girinos provenientes de dois métodos, para fins de comparação: (1) desovas coletadas com menos de 24 horas de oviposição e criadas em laboratório até o estágio de desenvolvimento 25 de Gosner (1960), (2) desovas criadas no próprio ambiente até o mesmo estágio de desenvolvimento (25). As desovas foram do mesmo lago localizado na Universidade Federal da Fronteira Sul (UFFS), Latitude: 27°43'46,11" Sul; Longitude: 52°16'54,40" Oeste.

Para o método de coleta 1 as desovas coletadas foram colocadas em sacos plásticos e posteriormente dispostas em aquários de 15 litros, com água de poço artesiano atendendo os padrões de potabilidade e decolorada. Os parâmetros da água utilizada nos aquários, nos ensaios e no controle foram: temperatura de 24°C (± 1); pH de 7,0 (± 0,5), oxigênio dissolvido de 5 (± 1) mg.L<sup>-1</sup>, turbidez < 5, condutividade de 160 (± 10) µS/cm, alcalinidade de 9,74 mgCaCO<sub>3</sub>.L<sup>-1</sup>, Na de 44,1 mg.L<sup>-1</sup>, Mg de 1,35 mg.L<sup>-1</sup>, Fe de 0,08 mg.L<sup>-1</sup>, Ni < 0,001 mg/L. A sala foi aclimatada com a temperatura de 25°C (± 2), com a umidade relativa do ar entre 60 e 80% e, iluminação controlada (12/12 horas claro-escuro). Os indivíduos foram alimentados com ração comercial para peixes com no mínimo 45 % de proteína bruta (Alcon Basic MEP 200 Complex).

Para o método de coleta 2, foram confeccionadas duas armadilhas com tecido, medindo um volume de 0,14 m<sup>3</sup>. Essas armadilhas foram colocadas na água, contendo uma desova cada, com menos de 24 horas de oviposição (armadilha no mesmo lago de coleta da desova). A malha das armadilhas possuía espessura que não permitia a passagem de girinos, mas sim, a passagem de água. Os parâmetros da água do lago foram: temperatura média de 24°C (± 1); pH de 7,9 (± 0,5), oxigênio dissolvido de 4,5

( $\pm 1$ ) mg.L<sup>-1</sup>, turbidez < 5, condutividade de 40 ( $\pm 10$ )  $\mu$ S/cm, nitrogênio total 0,43 mg.L<sup>-1</sup>, demanda química de oxigênio mgO<sub>2</sub>. L<sup>-1</sup>, sólidos totais 40 mg.L<sup>-1</sup>, carbono orgânico total 4,59 mg.L<sup>-1</sup>. O monitoramento no lago foi feito a cada 48 horas para verificar em qual estágio de desenvolvimento os girinos estavam. Ao atingirem o estágio 25 de Gosner (1960) os indivíduos foram aclimatados por 48 horas em laboratório e posteriormente colocados no ensaio, com água potável e sem cloro (mesmos parâmetros descritos no método de coleta 1).

Os ensaios de toxicidade aguda, tiveram duração de 96 horas, sistema estático e foram realizados com a finalidade de determinar a concentração letal média (CL<sub>50,96h</sub>). Para a determinação da CL<sub>50,96h</sub> tanto para os girinos criados em laboratório, quanto para os criados nas armadilhas no lago, foram testadas as mesmas concentrações para cada agrotóxico.

Para os ensaios, 10 girinos foram colocados em recipientes de vidro, contendo 500 ml da solução com a concentração testada de agrotóxicos, em triplicata. Também, foi feito um controle negativo, também em triplicata, somente com água decolorada. Os frascos foram vedados com *parafilm* e a cada 24 horas foi monitorada a mortalidade, sendo os mortos computados e retirados.

## 2.3 Análise estatística

Para o cálculo da CL<sub>50,96h</sub>, utilizou-se o método de *Trimmed Spearman-Kärber* (HAMILTON; RUSSO; THRUSTON, 1977), através do programa *GBasic*.

A análise estatística foi feita através do programa *Statistic*, onde foram realizadas análise de variância (ANOVA), teste de Tukey e Dunnett quando  $p < 0,05$ . A normalidade dos dados foi avaliada pelo método de Kolmogorov-Smirnov e homogeneidade das variâncias por Bartlett. A Anova foi usada para mostrar a diferença entre os tratamentos e o teste de Tukey para comparar todos tratamentos entre si. O teste de Dunnett foi utilizado para comparar cada tratamento em relação ao controle.

## 3 | RESULTADOS E DISCUSSÃO

A CL<sub>50,96h</sub> de 2,4-D para girinos de *P. cuvieri* criados em laboratório foi de 12,66 mg.L<sup>-1</sup> e criados no lago 31,44 mg.L<sup>-1</sup> (Tabela 1). Houve diferença significativa na mortalidade dos girinos expostos a todas as concentrações de 2,4-D, tanto os de laboratório ( $F_{4, 25} = 3,511$ ;  $p = 0,0209$ ) quando os do lago ( $F_{4, 25} = 3,842$ ;  $p = 0,0144$ ). A maior mortalidade dos girinos de laboratório ocorreu na concentração de 20 mg.L<sup>-1</sup> com um total de 90% de indivíduos mortos, e dos criados no lago na concentração de 50 mg.L<sup>-1</sup>, com um total de 93% dos indivíduos mortos.

Modo de criação	Concentração mg.L <sup>-1</sup>	Mortalidade				Mort. Total	Mortalidade	CL <sub>50,96h</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )
		24 h	48 h	72 h	96 h			
Criados em laboratório	0	0	0	0	0	0	0%	CL <sub>50,96h</sub> =12,66 ±95%= 9,90 -16,17
	7	0	2	5	2	9	30%	
	11	0	2	4	5	11	37%	
	20	2	12	7	6	27	90%	
	30	10	9	4	1	24	80%	
	50	14	10	0	0	24	80%	
Criados no lago	0	1	0	1	0	0	6,6%	CL <sub>50,96h</sub> = 31,44 ±95%= 28,41 – 34,80
	7	1	0	0	0	1	3%	
	11	0	0	0	0	0	0%	
	20	0	0	0	0	0	0%	
	30	0	9	5	1	15	50%	
	50	3	25	0	0	28	93%	

Tabela 1 - Mortalidade de girinos de *Physalaemus cuvieri* criados em laboratório e no lago após a exposição de 96 horas ao herbicida 2,4-D.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

A CL<sub>50,96h</sub> de atrazina para os girinos criados em laboratório foi de 9,86 mg.L<sup>-1</sup> e nos criados no lago foi 6,80 mg.L<sup>-1</sup> (Tabela 2). A maior mortalidade dos girinos de ambos os métodos foi registrada nas primeiras 48 horas de exposição, e principalmente nas concentrações mais altas. Houve diferença na mortalidade registrada nas concentrações testadas, em girinos de laboratório ( $F_{4,30} = 3,72$ ;  $p=0,0142$ ) e no lago ( $F_{4,30} = 3,009$ ;  $p=0,0336$ ), com mortalidade de 90% ao final do ensaio.

Modo de criação	Concentração (mg.L <sup>-1</sup> )	Mortalidade				Mort. Total	Mortalidade	CL <sub>50,96h</sub> (mg.L <sup>-1</sup> )
		24 h	48 h	72 h	96 h			
Criados em laboratório	0	0	0	0	0	0	0%	CL <sub>50,96h</sub> = 9,86 ±95%= 5,80-16,52
	1	2	0	0	7	9	30%	
	3	1	1	0	7	9	30%	
	12	0	1	9	4	14	47%	
	24	1	25	4	0	30	100%	
	35	3	27	0	0	30	100%	
	55	7	23	0	0	30	100%	

	0	0	0	0	0	0	0%	
	1	0	0	0	2	2	7%	
Criados no lago	3	0	0	2	5	7	23%	$CL_{50,96h} = 6,80$ $\pm 95\% = 4,85-9,53$
	12	0	7	5	8	20	67%	
	24	3	18	3	3	27	90%	
	35	10	17	2	0	29	90%	
	55	15	10	0	1	26	86%	

Tabela 2 – Mortalidade dos girinos de *Physalaemus cuvieri* criados em laboratório e no lago após exposição de 96 horas ao herbicida atrazina durante 96 horas.

Fonte: Elaborado pelo autor, 2022.

A toxicidade aguda de 2,4-D foi maior para girinos de *P. cuvieri* criados em laboratório do que aqueles criados em armadilhas no lago. Isso mostra que para 2,4-D os girinos criados no lago apresentaram maior resistência ao herbicida. Já para atrazina, a sensibilidade dos girinos para a toxicidade aguda foi semelhante, principalmente se for analisado dentro do intervalo de confiança de 95% da  $CL_{50,96h}$ , entre 5,80 e 9,53 mg.L<sup>-1</sup>. De acordo com a classificação de toxicidade do GHS (2019), nenhum desses dois agrotóxicos analisados separadamente são muito tóxicos: a formulação comercial de 2,4-D apresentou baixa toxicidade ( $CL_{50,96h} > 10$  mg.L<sup>-1</sup>) e a formulação comercial de atrazina apresentou toxicidade moderada ( $CL_{50,96h}$  entre 1 e 10 mg.L<sup>-1</sup>), tanto para girinos de *P. cuvieri* criados no laboratório e no lago.

Em geral, tanto 2,4-D quanto atrazina apresentam baixa toxicidade aguda para organismos aquáticos. Para 2,4-D isso foi demonstrado no peixe *Oreochromis niloticus* L. ( $CL_{50,48} = 28,23$  mg.L<sup>-1</sup>; SARIKAYA; SELVI, 2005) e no anfíbio *Physalaemus albonotatus* ( $CL_{50,96} = 350$  mg.L<sup>-1</sup>; CURI et al., 2019). Para atrazina a baixa toxicidade ou moderada foi registrada nos anfíbios *Physalaemus cuvieri* ( $CL_{50,96} = 19,69$  mg.L<sup>-1</sup>; WRUBLESWSKI et al., 2018) e *Rhinella arenarum* ( $CL_{50,96} = 27,16$  mg.L<sup>-1</sup>; BRODEUR et al., 2009) e, nos peixes e *Cyprinus carpio* ( $CL_{50,96} = 2,14$  mg.L<sup>-1</sup>; XING et al., 2015). Vendo esses dados e os resultados do estudo aqui apresentado, é possível afirmar que a atrazina é mais tóxica que 2,4-D em termos de letalidade aguda para anfíbios e outros organismos aquáticos estudados.

A diferença da concentração letal desses dois herbicidas para girinos criados de diferentes maneiras mostra que resultados laboratoriais devem ser analisados com cuidado, e que ainda precisam ser feitas mais investigações para comparar esses dados. Estudos de toxicidade aguda oferecem a melhor forma de comparação da influência dos contaminantes (KERBI, 2009), por isso utilizou-se esse parâmetro para comparação no presente estudo. Os dados anteriormente apresentados para outras espécies se referem a estudos laboratoriais e todos tiveram altos valores de  $CL_{50,96h}$ . O quanto isso mostra sobre anfíbios serem tolerantes a toxicidade aguda de pesticidas em seu hábitat ainda é uma pergunta a ser respondida. Diante disso, é crucial melhorar a compreensão das espécies

indicadoras de modo que os danos ambientais possam ser rapidamente identificados e abordados (KERBI et al., 2009).

## 4 | CONCLUSÃO

Neste estudo, girinos de *P. cuvieri* coletados de ambiente natural demonstraram maior resistência a exposição a concentrações letais de 2,4-D, apesar de a sensibilidade ter sido similar para a exposição a atrazina.

Sugere-se que sejam realizados mais estudos com anfíbios criados em ambientes diferentes e com misturas de concentrações ambientalmente relevantes em espécies de anfíbios, para posterior comparação com girinos coletados em agroecossistemas.

## REFERÊNCIAS

AGROFIT. **Sistema de agrotóxicos fitossanitários**. Disponível em: [http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit\\_cons/principal\\_agrofit\\_cons](http://agrofit.agricultura.gov.br/agrofit_cons/principal_agrofit_cons). Acesso em: 25 mar. 2022.

ANVISA. **A14 – Atrazina**. 2022 Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/a/4141json-file-1/view>. Acesso em: 06 mar. 2022

ANVISA. **D27 - 2,4-D**. 2022. Disponível em: <https://www.gov.br/anvisa/pt-br/setorregulado/regularizacao/agrotoxicos/monografias/monografias-autorizadas/d/4285json-file-1>. Acesso em: 06 mar. 2022.

BARBIERI, E. Effect of 2,4-D herbicide (2,4-dichlorophenoxyacetic acid) on oxygen consumption and ammonium excretion of juveniles of *Geophagus brasiliensis* (Quoy & Gaimard, 1824) (Osteichthyes, Cichlidae). **Ecotoxicology**, v. 18, n. 1, p.55-60, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10646-008-0256-3>.

BELCHIOR, D. C. V.; SARAIVA, A. S.; LÓPEZ, A. M. C.; SCHEIDT, G. N. Impactos de agrotóxicos sobre o meio ambiente e a saúde humana. **Cadernos de Ciência & Tecnologia**, Brasília, v. 34, n. 1, p. 135-151, 2017.

BORGES, R.; SANTOS, L. R.; ASSIS, R. A.; SOUZA, M. B.; BELUSSI, L. R. S.; OLIVEIRA, C. Monitoring the morphological integrity of neotropical anurans. **Environmental Science And Pollution Research**, v. 26, n. 3, p.2623-2634, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11356-018-3779-z>.

BORGES-MARTINS M, BECKER FG, COLOMBO P, MELO MTQ, ZANK C. **Anfíbios**. In: BECKER FG, RA RAMOS e LA MOURA. Biodiversidade: Regiões da Lagoa do Casamento e dos Butiazais de Tapes, Planície Costeira do Rio Grande do Sul. Brasília. p. 276 - 291. 2007.

BRANDÃO, F. P.; MARQUES, S.; RODRIGUES, S.; SANTOS, B.; TRAVASSO, R.; VENÂNCIO, C.; PEREIRA, R.; ORTIZ-SANTALIESTRA, M.; SOARES, A. M. V. M.; GONÇALVES, F. LOPES, I. Influência da temperatura na toxicidade de cobre em girinos de rã verde *Pelophylax perezi*. **Captar**, v. 3, p. 66–77, 2011. DOI: <http://hdl.handle.net/10773/16410>.

BRASIL. **Portaria nº 2.914, de 12 de dezembro de 2011**. Dispõe sobre os procedimentos de controle e de vigilância da qualidade da água para consumo humano e seu padrão de potabilidade. Brasília, 2011.

BRODEUR, J.; SVARTZ, G.; PEREZ-COLL, C.; MARINO, D.J.G.; HERKOVITS, J. Comparative susceptibility to atrazine of three developmental stages of *Rhinella arenarum* and influence on metamorphosis: Non-monotonous acceleration of the time to climax and delayed tail resorption. **Aquatic Toxicology**, v. 91, n. 2, p.161-170, 2009. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.aquatox.2008.07.003>.

CURI, L. M.; PELTZER, P. M.; SANDOVAL, M. T.; LAJMANOVICH, R. C. Acute Toxicity and Sublethal Effects Caused by a Commercial Herbicide Formulated with 2,4-D on *Physalaemus albonotatus* Tadpoles. **Water, Air, & Soil Pollution**, v. 230, n. 1, p.1-345, 2019. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s11270-018-4073-x>.

FAIRBAIRN, D.J.; ELLIOT, S. M.; HIESLING, R.; SCHOENFUSS, H. Contaminants of emerging concern in urban stormwater: Spatio temporal patterns and removal by iron-enhanced sand filters (IESFs). **Water Research**, v. 145, p.332-345, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.watres.2018.08.020>.

GAAIED, S.; OLIVEIRA, M.; DOMINGUES, I.; BANNI, M. 2,4-Dichlorophenoxy acetic acid herbicide effects on zebrafish larvae: development, neurotransmission and behavior as sensitive endpoints. **Environmental Science and Pollution Research**, p. 1-11, 2019. DOI: 10.1007/s11356-019-04488-5.

GHS. Globally Harmonized System of Classification and Labelling of Chemicals. **GHS and Pesticides**. 2019. Disponível em: [https://www.chemsafetypro.com/Topics/GHS/GHS\\_for\\_pesticides.html](https://www.chemsafetypro.com/Topics/GHS/GHS_for_pesticides.html). Acesso em: 10 abr. 2019.

GINES, J. M.; PÉREZ-MARTINEZ, J. I.; ARIAS, M. J.; MOYANO, J. R.; MORILLO, E.; RUIZ-CONDE, A.; SANCHEZ-SOTO, P. J. Inclusion of the herbicide 2,4-dichlorophenoxyacetic acid (2,4-D) with b-cyclodextrin by different processing methods. **Chemosphere**, v.33, n.2, p.321-334, 1996. DOI: [https://doi.org/10.1016/0045-6535\(96\)00175-0](https://doi.org/10.1016/0045-6535(96)00175-0)

GOSNER K. L. A simplified table for staging anuran embryos and larvae with notes on identification. **Herpetologica**, v. 16, n.3, p. 183-189, 1960. DOI: <https://www.jstor.org/stable/3890061>.

HAMILTON, M. A.; RUSSO, R. C.; THRUSTON, R. V. Trimmed Spearman-Kärber method for estimating median lethal concentrations in toxicity bioassays. **Environmental Science and Technology**, v. 1, n. 7, p. 714-718, 1977. DOI: <https://doi.org/10.1021/es60130a004>.

IBAMA - Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis. **Boletim de comercialização de agrotóxicos**. 2021. Disponível em: <http://www.ibama.gov.br/agrotoxicos/relatorios-de-comercializacao-de-agrotoxicos>. Acesso em 06 mar 2022.

IKARI, F. E.; FERREIRA, C. M.; MARCANTONIO, A. S.; COLOMBO, D.; FRANÇA, F. M.; SOUZA-FERREIRA, K.; LOPES-FERREIRA, M.; MOURA, A. C. M.; BAZANTE, R.; BADARÓ-PEDROSO, C. Efeito da atrazina na capacidade de eclosão dos embriões do peixe zebra (*Danio rerio*). **Revista Científica do Instituto de Pesca**, São Paulo – SP - Brasil. 2018.

IUCN - **International Union for Conservation of Nature Red List of Threatened Species**, 2022. Disponível em: < <https://www.iucnredlist.org/species/57250/11609155>>. Acesso em: 26 mar 2022.

KERBI, J. L.; RICHARDS-HRDlickA, K. L.; STORFER, A.; SKELLY, D. K. An examination of amphibian sensitivity to environmental contaminants: are amphibians poor canaries? **Ecology Letters**, v. 13, n. 1, 2009. DOI: <https://doi.org/10.1111/j.1461-0248.2009.01399.x>



LAVORATO, M.; BERNABÒ, I.; CRESCENTE, A.; DENOËL, M.; TRIPEPI, S.; BRUNELLI, E. Endosulfan effects on *Rana dalmatina* tadpoles: quantitative developmental and behavioural analysis. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 64, p. 253-262, 2013. DOI: <https://link.springer.com/article/10.1007/s00244-012-9819-7>

MACAGNAN, N.; RUTKOSKI, C. F.; KOLCENTI, C.; VANZETTO, G. V.; MACAGNAN, L. P.; STURZA, P. F.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Toxicity of cypermethrin and deltamethrin insecticides on embryos and larvae of *Physalaemus gracilis* (Anura: Leptodactylidae). **Environmental Science and Pollution Research**, v. 24, n. 25, p. 20699-20704, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1007/s11356-017-9727-5>.

MIJARES, A.; RODRIGUES, M. T.; BALDO, D. **Physalaemus cuvieri**. The IUCN Red List of Threatened Species 2010: e.T57250A11609155. DOI: <http://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2010-2.RLTS.T57250A11609155.en>. Acesso em: 26 maio 2019.

NEIVERTH, C. A. Determinação de atrazina em água utilizando extração em fase sólida e cromatografia gasosa acoplada à espectrometria de massas. **Ambiência**, v. 11. n.2, p. 475-482, 2015. DOI:10.5935/ambiencia.2015.02.14nt.

PAN. **Pesticide Action Network**. 2021. Disponível em: <http://pan-international.org/pan-international-consolidated-list-of-banned-pesticides/>. Acesso em: 10 mar. 2022.

PAULINO, M. G. **Efeito da exposição à atrazina nas brânquias de curimatá, *Prochilodus lineatus* (Teleosteo, Prochilodontidae)**. 2011. 96 f. Dissertação (Mestre em Ciências Fisiológicas) – Universidade Federal de São Carlos, São Carlos, 2011.

REPÓRTER BRASIL; AGÊNCIA PÚBLICA; PUBLIC EYE. **Por trás do alimento**. 2019. Disponível em: <https://portrasdoalimento.info/agrotoxico-na-agua/>. Acesso em: 01 maio 2022.

RUTKOSKI, C. F.; MACAGNAN, N.; KOLCENTI, C.; VANZETTO, G. V.; STURZA, P. F.; HARTMANN, P. A.; HARTMANN, M. T. Lethal and Sublethal Effects of the Herbicide Atrazine in the Early Stages of Development of *Physalaemus gracilis* (Anura: Leptodactylidae). **Archives Of Environmental Contamination And Toxicology**, v. 74, n. 4, p.587-593, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s00244-017-0501-y>.

SARIKAYA, R.; SELVI, M. Investigation of acute toxicity of (2,4-dichlorophenoxy) acetic acid (2,4-D) herbicide on larvae and adult Nile tilapia (*Oreochromis niloticus* L.). **Environmental Toxicology And Pharmacology**, v. 20, n. 2, p.264-268, 2005. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.etap.2005.01.006>.

STUART, S. N.; CHANSON, J. S.; COX, N.A.; YOUNG, B. E.; RODRIGUES, A. S. L.; FISCHMAN, D. L.; WALLER, R.W. Status and trends of amphibian declines and extinctions worldwide. **Science**, v. 306, p. 1783-1786, 2004. DOI: 10.1126/science.1103538.

VIEIRA, E.M; PRADO, A. G. S.; LANDGRAF, M. D.; REZENDE, M. O. O. Estudo da adsorção/dessorção do ácido 2,4- Diclorofenoxiacético (2,4D) em solo na ausência e presença de matéria orgânica. **Química Nova**, São Paulo, v.22, n.3, p.305-308, 1999. DOI: <http://dx.doi.org/10.1590/S0100-40421999000300002>.

WEISSINGER, R. H.; KETELES, K.; BLACKWELL, B. R.; BATTAGLIN, W. A. Bioactive contaminants of emerging concern in National Park waters of the northern Colorado Plateau, USA. **Science of The Total Environment**, v. 636, 2018. DOI: 10.1016/j.scitotenv.2018.04.332

WIJESINGHE, M.R.; BANDARA, M.G.D.K.; RATNASOORIYA, W.D.; LAKRAJ, G.P. Chlorpyrifos induced toxicity in *Duttaphrynus melanostictus* (Schneider 1799) larvae. **Archives of Environmental Contamination and Toxicology**, v. 60, p. 690-696, 2011. DOI: 10.1007/s00244-010-9577-3.

WRUBLESWSKI, J.; REICHERT, W. Jr.; GALON, L.; HARTMANN, P. A. Acute and chronic toxicity of pesticides on tadpoles of *Physalaemus cuvieri* (Anura, Leptodactylidae). **Ecotoxicology**, v. 27, n. 3, p.360-368, 2018. DOI: <http://dx.doi.org/10.1007/s10646-018-1900-1>.

XING, H.; LIU, T.; ZHANG, Z.; WANG, X.; XU, S. Acute and subchronic toxic effects of atrazine and chlorpyrifos on common carp (*Cyprinus carpio* L.): Immunotoxicity assessments. **Fish & Shellfish Immunology**, v. 45, n. 2, p.327-333, 2015. DOI: <http://dx.doi.org/10.1016/j.fsi.2015.04.016>.

YANG, F.; ZHANG, W.; LI, J.; WANG, S.; TAO, Y.; WANG, Y.; ZHANG, Y. The enhancement of atrazine sorption and microbial transformation in biochars amended black soils. **Chemosphere**, v. 189, p. 507-516, 2017. DOI: <https://doi.org/10.1016/j.chemosphere.2017.09.022>

## GERAÇÃO DE BIODIVERSIDADE DE FAUNA SILVESTRE EM CANAVIAIS ORGÂNICOS

*Data de aceite: 04/07/2022*

**José Roberto Miranda**

EMBRAPA Territorial  
Empresa Brasileira de Pesquisa Agropecuária-  
MAPA  
Campinas SP - Brasil

**RESUMO:** Estudos sobre o papel das áreas agrícolas na conservação da fauna silvestre ainda são bastante escassos. Os manejos empregados nesses sistemas exerce uma discriminação diferenciada sobre a composição e estrutura dos povoadamentos faunísticos. Hoje com as novas técnicas agrícolas como o plantio direto, agricultura orgânica, controle biológico de pragas está ocorrendo uma ampliação das possibilidades de ganho de espécies silvestres e aumento da biodiversidade. Esse projeto de pesquisa foi desenvolvido pela equipe da EMBRAPA Territorial e pesquisadores colaboradores especialistas em fauna silvestre e visou detectar e caracterizar a biodiversidade de vertebrados em território delimitado. A área de estudo compreende um conjunto de fazendas com 7.868 hectares sob cultivo orgânico e manejo ecológico, localizadas na região de Ribeirão Preto, SP. A Usina São Francisco iniciou há quase três décadas processos de restauração ecológica dos ambientes circunvizinhos das áreas de plantio de cana-de-açúcar em sistema de produção orgânico, além da preservação dos remanescentes. O aumento significativo da biodiversidade ao curso dos anos foi fruto da

emergência espacial da flora e da complexidade da vegetação restaurada nas Áreas de Proteção Permanente. Foram realizadas campanhas de levantamentos de dados e monitoramento da fauna durante todo o ano e ao longo dos anos, os resultados confirmaram a eficácia dos métodos empregados. Foram registradas e identificadas 341 espécies de vertebrados silvestres no conjunto dos dez ambientes amostrados (27 anfíbios, 25 répteis, 246 aves e 43 mamíferos), das quais 49 das espécies são consideradas ou estão sob algum risco ou ameaça de extinção no estado de São Paulo. O itinerário metodológico adotado para avaliar a biodiversidade faunística permitiu atingir os objetivos da pesquisa e revelou-se plenamente adequado. Os resultados obtidos até o momento indicam que o cultivo em sistemas orgânicos, associado ao manejo ecológico tem ampliado a biodiversidade faunística.

**PALAVRAS-CHAVE:** Agricultura orgânica, fauna silvestre, espécies ameaçadas.

### BIODIVERSITY CONSERVATION AND INCREASE IN SUGARCANE CROPS UNDER ECOLOGICAL MANAGEMENT

**ABSTRACT:** Studies on the role played by agricultural areas in wildlife conservation are still quite incipient. The kinds of management employed in these systems may promote a distinguished discrimination on the composition of animal settlements. This project was developed at EMBRAPA Territorial, and aimed to detect and to characterize the vertebrates' biodiversity in a delimited territory. The study area includes 7,868 acres of farms under organic farming and ecological management at Ribeirão

Preto, Southeastern Brazil. More than two decades ago, Usina São Francisco's staff began to restore the natural environment around the organic sugarcane crops and also to preserve the native remnants. The significant increase in biodiversity along the years was a result of the spatial spread of the flora and the complexity of the restored vegetation in the so called Permanent Protection Areas. These results were obtained through regular maintenance and sampling efforts. Data collection and wildlife monitoring campaigns were held over the years and in the course of each year. The results confirm that the employed methods were effective. A total of 341 wild vertebrates species were registered and identified in the ten sites studied altogether (27 amphibians, 25 reptiles, 246 birds and 43 mammals). Among those, 49 species are considered under extinction risk or threat in the São Paulo State's Red List. The methodological itinerary adopted to assess the faunal biodiversity enabled achieving the research objectives; proved itself adequate and confirmed its effectiveness. The results obtained so far indicate that organic farming systems associated with suitable ecological management favors the increase of faunal biodiversity.

**KEYWORDS:** Organic agriculture, wildlife, endangered species.

## INTRODUÇÃO

A biodiversidade da fauna silvestre contribui para a manutenção da vegetação e flora, pois é certo que os vertebrados selvagens são responsáveis pela dispersão de sementes, polinização de boa parte das plantas, etc (BRASIL, 1967; SMA-SP, 2010 a). A simples ocorrência de espécies de vertebrados silvestres em áreas agrícolas, até o momento, foi estudada de forma ainda muito modesta e incipiente. Pouca atenção tem sido conferida ao efetivo papel dos sistemas agrícolas na manutenção e conservação da biodiversidade faunística de animais silvestres (Beca et al., 2017). Os tipos de manejo empregados nesses sistemas pode ser mais ou menos discriminante sobre a composição e estrutura dos povoamentos faunísticos e da riqueza específica da macrofauna. Pesquisadores da EMBRAPA Territorial, colaboradores e especialistas em fauna silvestre têm desenvolvido pesquisas voltadas para a compreensão de como os sistemas de produção podem apresentar maior ou menor sustentabilidade para as populações e povoamentos de vertebrados silvestres. Um estudo vem monitorando há mais uma década a evolução da biodiversidade de vertebrados terrestres em sistemas de produção orgânico de cana-de-açúcar na região de Ribeirão Preto, SP. A área de estudo abrange um conjunto de fazendas totalizando 7.868 hectares com cultivo orgânico de cana-de-açúcar e manejo ecológico dos ambientes adjacentes. Cerca de 80% são representados pelas lavouras de cana-de-açúcar (Miranda & Miranda, 2004; Miranda, 2010; Miranda et al., 2011 (a, b); Miranda et al., 2012 (a, b, c); Ariedi Junior, 2013; Miranda & Ariedi Junior, 2013 (a, b)) e o restante ocupado por ambientes mais ou menos naturais, como Áreas de Preservação Permanente, Remanescentes Florestais, Áreas em Regeneração Espontâneas, etc.

## OBJETIVOS

Os objetivos deste trabalho foram múltiplos, eles visaram desenvolver, testar, adaptar e confirmar a eficácia de um itinerário metodológico de avaliação da biodiversidade de vertebrados silvestres em território delimitado, com emprego de imagens de satélite para identificar, qualificar e espacializar os habitats faunísticos. Definição de um método de amostragem adequado para a heterogeneidade ecológica de ambientes mapeados. Assim como, analisar a qualidade da riqueza faunística de vertebrados silvestres existentes nas propriedades cultivadas com cana-de-açúcar orgânica e nos outros diversos ambientes adjacentes. Evidenciando a contribuição de cada um desses habitats faunísticos em termos de riqueza específica no território total das fazendas, que se encontram sob manejo ecológico. Houve uma atenção especial para a ocorrência de espécies de vertebrados silvestres consideradas em risco ou ameaça de extinção no estado de São Paulo, pois elas fornecem um indicativo da qualidade ambiental existente.

## MATERIAL E MÉTODOS

A área de estudo compreende as áreas agrícolas 100% certificadas para produção orgânica, ambientes naturais preservados e/ou restaurados associados e todos pertencentes as fazendas da Usina São Francisco. Todas essas informações estão de acordo com o mapeamento e a cartografia do uso e ocupação das terras executados pela equipe da EMBRAPA Territorial. O conjunto das fazendas está localizado nas Bacias hidrográficas dos Rios Pardo e Mogi-Guaçú, afluentes do Rio Paraná (Miranda & Miranda, 2004). A interpretação das imagens de satélite permitiu identificar dez habitats oferecidos para a fauna silvestre: canaviais orgânicos, matas exóticas, várzeas com herbáceas, várzeas com matas ciliares, matas nativas restauradas, matas mistas em regeneração, matas nativas, valetas de drenagem, matas em regeneração espontânea, campos em regeneração espontânea. Nos levantamentos zoológicos utilizou-se uma ficha pré-codificada para a descrição das condições ambientais locais (localização, dados do meio físico, vegetação, grau de antropização, espécies animais encontradas, etc. Os grupos faunísticos foram amostrados através de combinações de métodos científicos não nocivos (sem sacrifício de espécimes, marcação de indivíduos ou coleta de animais). A identificação foi baseada em guias de campo e literatura especializada, amplamente utilizada e empregada nos estudos de classificação taxonômica de fauna silvestre. As técnicas utilizadas na detecção dos animais silvestres ao longo dos anos, sempre foram busca visual e auditiva, registro visual e auditivo das espécies, vestígios (tocas, fezes, ninhos, cadáveres, etc.) e o emprego de armadilhas fotográficas nos locais onde foram realizados os levantamentos no campo. Todos os dez habitats faunísticos mapeados foram amostrados de maneira equilibrada, ao longo do dia, nos períodos matinal, crepuscular e noturno considerando os hábitos comportamentais e de atividade das várias espécies. O esforço amostral foi dimensionado

para ser o mais equânime possível, em número de levantamentos, entre os 10 habitats faunísticos. Só em alguns habitats, onde ainda ocorria um ganho de novas espécies houve a necessidade de promover uma continuidade na execução de prospecções suplementares, afim de atingir-se a riqueza específica total. Quando o número de espécies não se alterava mais, mesmo mediante a ampliação do esforço amostral, as campanhas de prospecções eram suspensas, por não haver mais ganho em novas espécies. As curvas de riqueza acumulada atingiram um perfil de teto, indicando que a riqueza total daquele habitat faunístico foi atingida. Uma vez observados e/ou capturados, os indivíduos foram registrados e identificados ao menor nível taxonômico possível, ou seja de espécie. Depois eram fotografados e soltos na seqüência, as vocalizações eram gravadas sempre que possível, para o registro e quando necessária a identificação posterior através de comparações em bancos de dados sonoros. Todo e qualquer tipo de registro, direto e/ou indireto foi assinalado como registro presencial de espécie. O ciclo de variações sazonais, principalmente de umidade e temperatura, foi contemplado de maneira concomitante às possíveis flutuações de composição dos povoamentos, em termos de atividade biológica e de comportamento migratório de certas espécies, principalmente de aves, em todos os habitats amostrados. Todos os levantamentos de coleta de dados para o inventário e monitoramento das espécies em campo foram realizados seguindo critérios e itinerários metodológicos definidos e utilizando o formulário previamente preparado, em campanhas regulares entre os anos de 2002 a 2016, nos 10 habitats faunísticos mapeados e oferecidos à fauna silvestre nas áreas de lavouras de cana-de-açúcar e nos outros ambientes naturais e restaurados das fazendas da Usina São Francisco (Miranda & Miranda, 2004; Miranda & Ariedi Junior, 2013 b).

## RESULTADOS E DISCUSSÃO

Como resultado da manutenção na regularidade do esforço amostral, entre os anos de 2002 a 2016 foram registradas e identificadas 341 espécies de vertebrados silvestres no conjunto dos dez ambientes evidenciados e mapeados nas imagens de satélite (27 anfíbios, 25 répteis, 246 aves e 43 mamíferos). Desse total, 49 espécies são consideradas sensíveis e estão sob algum risco ou ameaça de extinção no estado de São Paulo, de acordo com o Decreto Estadual nº 56.031 (SMA-SP, 2010 b). São exemplos destas espécies ameaçadas, a anhuma (*Anhima cornuta*), o gavião-belo (*Busarellus nigricollis*), o maguari (*Ciconia maguari*) e o suiriri-cinzento (*Suiriri suiriri*); o cauré (*Falco ruficularis*), o chorozinho-de-bico-comprido (*Herpsilochmus longirostris*), o tuiuiú (*Jabiru mycteria*), o sanhaçu-de-coleira (*Schistoclamys melanopis*), o João-grilo (*Synallaxis hypospodia*) e a estrelinha-preta (*Synallaxis scutata*); o lobo-guará (*Chrysocyon brachyurus*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o veado-mateiro (*Mazama americana*), o tamanduá-bandeira (*Myrmecophaga tridactyla*) e a onça-parda (*Puma concolor*), dentre muitas outras. O valor

de riqueza total pode ser considerado muito elevado. A curva de riqueza acumulada ilustra uma forte desaceleração no ganho de novas espécies à partir de 1400 levantamentos (figura 1). Somente nos canaviais orgânicos foi registrada aproximadamente uma centena de espécies de vertebrados silvestres. Tal fato se deve por estes serem colhidos sem queima, com a cana crua, sem uso de agroquímicos, dentre outros fatores relacionados ao cultivo orgânico e ao manejo ecológico de outros ambientes. Além do que, após a colheita fica sobre o solo uma biomassa vegetal de aproximadamente 20 toneladas de matéria seca por hectare/ano que será decomposta pela biota do solo. Esses decompositores formam a base de uma pirâmide ou teia alimentar e ampliam consideravelmente a oferta de presas para vários vertebrados e ampliam a dimensão de seus nichos ecológicos alimentares.

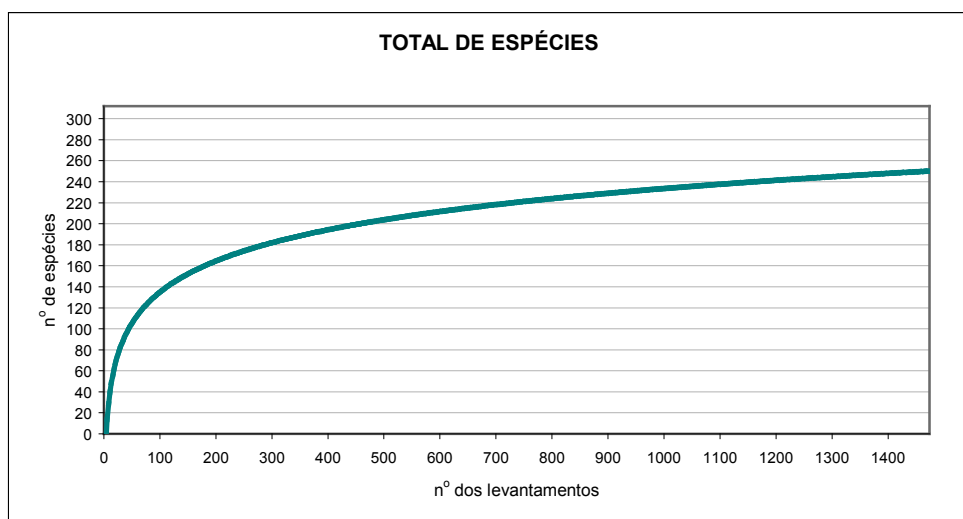


Figura 1: Curva de riqueza acumulada expressando o número de espécies detectadas em função do total de levantamentos realizados.

## CONCLUSÕES

Os processos iniciados há mais de duas décadas pela Usina São Francisco de restauração ecológica, das Áreas de Proteção Permanente e de outros ambientes circunvizinhos das áreas de plantio de cana-de-açúcar foram fundamentais para a ampliação da riqueza específica. O aumento significativo da biodiversidade ao curso dos anos foi fruto da emergência espacial da flora e da complexidade da vegetação restaurada nas Áreas de Proteção Permanente. Elas estão localizadas ao longo dos cursos d'água, nos remanescentes florestais nativos ou implantados visando conectar diversos tipos de ambientes naturais. O itinerário metodológico adotado para avaliar a biodiversidade faunística permitiu atingir os objetivos da pesquisa e revelou-se plenamente adequado aos estudos

em território delimitado. O emprego de imagens para mapeamento dos diferentes habitats oferecidos a fauna de vertebrados silvestres favoreceu a estratégia amostral estratificada e permitiu detectar uma maior riqueza específica no conjunto do universo amostrado. Os resultados obtidos através da manutenção na regularidade do esforço amostral, na qual foram realizadas campanhas de levantamentos de dados e monitoramento da fauna durante todo o ano e ao longo dos anos, confirmaram a eficácia dos métodos empregados e a elevadíssima riqueza específica, 341 espécies de vertebrados silvestres, no tipo de sistema de produção de cana-de-açúcar estudado. Espécies migratórias e residentes puderam ser detectadas e identificadas durante as variações de condições ambientais dinâmicas ao longo do ano. Dentre as espécies catalogadas, 49 estão sob algum risco ou ameaça de extinção no estado de São Paulo e são fortes indicadores ecológicos da qualidade dos recursos naturais oferecidos nesse padrão de sistema agrícola, em termos de nichos ecológicos existentes. É seguro afirmar que a ampliação da biodiversidade de fauna silvestre se dá através da maior estabilidade espacial e temporal dos ambientes e da previsibilidade na crescente oferta de recursos naturais disponíveis, tais como alimentação, abrigo e condições de reprodução. Os resultados indicam interações cada vez mais harmoniosas e conciliatórias entre a conservação da fauna silvestre e os sistemas de produção implantados. A manutenção da regularidade e continuidade deste estudo vem permitindo compreender como conciliar a biodiversidade faunística com as atividades agrícolas sem a perda na produção e produtividade. Anualmente, novas espécies são agregadas por processos naturais à comunidade animal e muitas delas vão encontrar possibilidades de implantação permanente. A manutenção das práticas orgânicas e de organização da colheita próprias à Usina São Francisco também são fundamentais para a conservação da biodiversidade. Atualmente, cerca de 20% dos canaviais estão anualmente em formação (cana-planta) e não são colhidos; eles cumprem um papel importante de refúgio para a fauna durante o período da colheita. Pode-se afirmar que as áreas de lavoura são percebidas pela fauna como uma extensão de seus nichos ecológicos de alimentação, reprodução e refúgio, além de servirem como corredores de deslocamentos nesse mosaico de ambientes. Os resultados obtidos mostram, de forma circunstanciada, a importância da estabilidade espacial e temporal do uso e cobertura das terras para a preservação e manutenção da biodiversidade da micro, meso e macrofauna. E demonstra de maneira efetiva a evolução da biodiversidade de fauna silvestre nos canaviais de cultivo orgânico com manejo ecológico. A expressiva biomassa de biomassa deixada no pós-colheita parece garantir uma grande previsibilidade de presas para a fauna de vertebrados e atuar positivamente como oferta de alimentos para os povoamentos de vertebrados. A tendência entre agricultura e fauna silvestre indicam que, relações mais interativas deverão ocorrer e estão caracterizando a contribuição dos sistemas agrícolas para com as políticas públicas conservacionistas. Fica claro que os povoamentos de vertebrados estão sendo incorporados como parte integrante do processo produtivo nesse estudo de caso.



## REFERÊNCIAS

BECA, G.; VANCINE, M.H.; CARVALHO, C.S.; PEDROSA, F.; ALVES, R.S.; BUSCARIOL, D.; PERES, C.A.; RIBEIRO, M.C.; GALETTI, M. High mammal species turnover in forest patches immersed in biofuel plantations. 8p. **Biological Conservation** (2017), <http://dx.doi.org/10.1016/j.biocon.2017.02.033>

BRASIL. **Lei nº 5.197 de 03 de janeiro de 1967**, dispõe sobre a fauna e dá outras providências. D.O.F.C. – 05 de janeiro de 1967.

MIRANDA, J.R. Papel da agricultura na conservação e ampliação da biodiversidade de fauna silvestre nos canais sob manejo ecológico. In: Spers, E. E. (Organizador). *Agrárias: Pesquisa e inovação nas ciências que alimentam o mundo*. Editora Artemis: Curitiba, PR, Brasil. p. 63 - 69. 2021.

MIRANDA, J.R. Sustainable agricultural systems and faunal diversity: the case of organic sugarcane under agro-ecological management. In: Cortez, L.A.B. (Coord.). **Sugarcane bioethanol R&D for productivity and sustainability**. Edgard Blücher Ltda: São Paulo, SP, Brazil. p. 141-150. 2010.

MIRANDA, J.R.; ARIEDI JUNIOR, V.R.; BEYER, D.D. **Sistemas agrícolas sustentáveis e biodiversidade faunística: o caso da cana-de-açúcar sob cultivo orgânico e manejo ecológico**. In: X CONGRESSO DE ECOLOGIA DO BRASIL. SOCIEDADE DE ECOLOGIA DO BRASIL. 2011. Resumos. São Lourenço, MG.: SEB, 2011 (a).

MIRANDA, J.R.; ARIEDI JUNIOR, V.R.; BEYER, D.D. **Levantamento faunístico e avaliação da biodiversidade em agroecossistemas da Bacia do Rio Pardo**. In: X Congresso de Ecologia do Brasil. Sociedade de Ecologia do Brasil. 2011. Resumos. São Lourenço, MG.: SEB, 2011 (b).

MIRANDA, J.R.; ARIEDI JUNIOR, V.R.; FERRAZ, J.M.G. **Consequências do cultivo orgânico de cana-de-açúcar, sob manejo ecológico sobre a biodiversidade faunística**. VI Workshop Agroenergia. Resumos...Ribeirão Preto, SP. 2012 (a).

MIRANDA, J.R.; ARIEDI JUNIOR, V.R.; FERRAZ, J.M.G. **Cultivo orgânico da cana-de-açúcar, manejo ecológico e biodiversidade faunística**. In: VIII Fórum Ambiental da Alta Paulista. ANAP- Associação Amigos da Natureza da Alta Paulista. 2012. Resumos...UNESP, Campus Experimental de Tupã, SP.: ANAP, 2012 (b).

MIRANDA, J.R.; ARIEDI JUNIOR, V.R.; BERGAMO, L.W. **Cultivo orgânico da cana-de-açúcar, manejo ecológico e biodiversidade faunística associada**. Workshop Insumos para agricultura sustentável. Resumos...Pelotas, RS. 2012 (c).

MIRANDA, J.R.; ARIEDI JUNIOR, V.R. **Biodiversidade de fauna silvestre em sistema de produção de cana-de-açúcar orgânica**. In: XI Congresso de Ecologia do Brasil & I Congresso Internacional de Ecologia: biodiversidade e sustentabilidade. Sociedade de Ecologia do Brasil. 2013. Resumos. Porto Seguro, BA.: SEB, 2013 (a).

MIRANDA, J.R.; ARIEDI JUNIOR, V.R. **Cultivo orgânico da cana-de-açúcar, manejo ecológico e biodiversidade faunística associada**. VII Workshop Agroenergia. Resumos...Ribeirão Preto, SP. 2013 (b).

MIRANDA, J.R.; MIRANDA, E.E. DE. **Biodiversidade e Sistemas de Produção Orgânica: recomendações no caso da cana-de-açúcar**. Campinas: Embrapa Monitoramento por Satélite. 94 p., il. (Documentos, 27). 2004.

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Resolução SMA-025, de 30 de março de 2010, Estabelece os critérios da gestão de fauna silvestre, no âmbito da Secretaria do Meio Ambiente, e dá providências correlatas. **Diário Oficial do Estado – D.O.E. - 31 de março de 2010.**

SÃO PAULO (ESTADO). Secretaria do Meio Ambiente do Estado de São Paulo. Decreto Estadual nº 56.031, de 20 de julho de 2010, *Declara as Espécies da Fauna Silvestre Ameaçadas, as Quase Ameaçadas, as Colapsadas, Sobreexploradas, Ameaçadas de Sobreexploração e com dados insuficientes para avaliação no Estado de São Paulo e dá providências correlatas.* Lista das espécies da fauna ameaçada de extinção no Estado de São Paulo. **Diário Oficial da União – D.O.U. - 21 de julho de 2010.**

## SOBRE OS ORGANIZADORES

**JOSÉ MAX BARBOSA OLIVEIRA-JUNIOR** - Possui Pós-doutorado pela Universidade do Algarve (UAlg). Doutor em Zoologia (Conservação e Ecologia) pela Universidade Federal do Pará (UFPA) e Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). Mestre em Ecologia e Conservação (Ecologia de Sistemas e Comunidades de Áreas Úmidas) pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT). Especialista em Perícia e Auditoria Ambiental, Direito Ambiental, Licenciamento Ambiental e Engenharia Ambiental e Indicadores de Qualidade. Licenciado em Ciências Biológicas pela Faculdade Araguaia (FARA). É professor Adjunto III da Universidade Federal do Oeste do Pará (UFOPA), lotado no Instituto de Ciências e Tecnologia das Águas (ICTA). Orientador nos programas de Pós-Graduação *stricto sensu* em Sociedade, Ambiente e Qualidade de Vida (PPGSAQ-UFOPA); Sociedade, Natureza e Desenvolvimento (PPGSND-UFOPA); Biodiversidade (PPGBEES-UFOPA) e Ecologia (PPGECO-UFPA). Membro do corpo editorial dos periódicos *Entomology (MDPI)*, *Journal of Biology and Life Science (Macrothink Institute)*, Enciclopédia Biosfera e Oecologia Austrais (Brasil). Revisor de diversos periódicos nacionais e internacionais. Tem experiência em entomologia, insetos aquáticos, Odonata (libélulas), bioindicadores, ecologia e conservação de água doce, biomonitoramento, integridade ambiental, avaliação de impacto ambiental, efeitos antropogênicos, padrões de distribuição de espécies, ciência cidadã. Links do organizador: Lattes | Orcid | Scopus | Publons | ResearchGate

**LENIZE BATISTA CALVÃO** - Possui Pós-doutorado em Ciências Ambientais pela Universidade Federal do Amapá (UNIFAP) e em Ecologia pela Universidade Federal do Pará (UFPA). Doutora em Zoologia (Conservação e Ecologia) pela Universidade Federal do Pará (UFPA) e Museu Paraense Emílio Goeldi (MPEG). Mestra em Ecologia e Conservação (Ecologia de Sistemas e Comunidades de Áreas Úmidas) pela Universidade do Estado de Mato Grosso (UNEMAT). Graduada em Ciências Biológicas (Licenciatura Plena) pela Faculdade Araguaia (FARA). Possui experiência com avaliação de impactos antropogênicos em sistemas hídricos, utilizando a ordem Odonata (Insecta) como grupo biológico resposta. Atualmente desenvolve estudos avaliando a integridade de sistemas hídricos de pequeno porte na região amazônica, também utilizando a ordem Odonata como grupo resposta, com o intuito de buscar diretrizes eficazes para a conservação dos ambientes aquáticos. Links da organizadora: Lattes | Orcid | ResearchGate

## ÍNDICE REMISSIVO

### A

Abelhas 67, 68, 69, 70, 71, 72, 73, 74, 75, 76, 77, 78, 79

*Aedes aegypti* 6, 7, 9, 10, 12

Agricultura orgânica 129

Anfíbios 54, 55, 118, 120, 124, 125

Apiário 81, 84, 86

Apicultura 79, 81, 82, 83, 84

*Apis mellifera* 68, 76, 77, 78, 81, 82, 88

Atrazina 118, 119, 120, 121, 123, 124, 125, 126, 127

Avaliação de impacto ambiental 137

### B

Bienestar 103, 110, 111, 112

Biodiversidade 3, 4, 15, 17, 18, 38, 39, 42, 48, 50, 51, 52, 67, 69, 70, 76, 125, 137

Bioindicadores 73, 77, 120, 137

Brasil 1, 8, 9, 10, 11, 12, 13, 14, 15, 16, 19, 20, 22, 23, 24, 25, 27, 28, 29, 36, 40, 42, 45, 46, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 68, 69, 70, 74, 76, 78, 79, 80, 90, 92, 94, 99, 100, 118, 119, 120, 125, 126, 127, 137

### C

Cerrado 54, 55, 56, 57, 58, 60, 61, 62, 63, 64, 65, 90, 91, 92, 93, 95, 96, 97, 98, 99, 100, 101

Ciclo de vida 103, 104, 120

Composição química 82

Consequências 3, 28, 30, 35, 47, 71, 72

Conservação 27, 34, 38, 39, 41, 42, 44, 47, 48, 49, 50, 51, 52, 53, 90, 93, 118, 137

Crescimento 102, 103, 104, 105, 106, 108, 109, 111, 112

### D

Dano foliar 90

Defesas físicas 90

Degradação ambiental 30

Desmatamento 2, 4, 7, 12, 38, 46, 47, 67, 68, 70, 71, 77

Dinâmica poblacional 103

Dióxido de carbono 2

Distribuição 1, 10, 18, 50, 53, 75, 92, 95, 99, 120, 137

Doenças transmitidas por vetores 1, 7, 8, 9

## E

Espécies ameaçadas 48, 49, 129, 132

Extractivism 55, 56, 62

## F

Fauna Silvestre 129, 130, 131, 132, 134, 135, 136

Fragmentação 67, 68, 70, 71

## G

*Geophagus steindachneri* 102, 103, 106, 113, 114, 115, 116

Gestão sustentável 39

Giant earthworm extraction 54, 56, 57, 58, 59, 60, 61, 62

Guildas 90, 92, 93, 94, 95, 96, 97, 98

## H

Herbicida 75, 119, 123, 124

Herbivoria 50, 90, 91, 92, 93, 94, 96, 97, 99, 100

Hymenoptera 68, 74, 76, 79

## I

Imunidade 67, 68, 71, 72, 73, 74, 75

Infecções por Arbovírus 1

Insetos 8, 71, 72, 73, 74, 75, 90, 92, 93, 95, 97, 98, 99, 100, 137

Interações ecológicas 90, 98

## M

Mangue 38, 39, 42, 43, 44, 47, 48, 50, 53

Matriz de Leopold 27, 30, 34, 35

Metano 2, 3

Miel de abejas 81, 82, 83, 84, 87, 88, 89

Mudança climática 1, 4, 23

## O

Óleo 12, 27, 28, 31, 33, 34, 35, 36

## **P**

Petróleo 27, 28, 29, 30, 31, 32, 33, 34, 36, 47

*Physalaemus cuvieri* 118, 119, 120, 123, 124, 127, 128

Polinizadores 67, 69, 71, 72, 76, 80

Praias 27, 28, 29, 32, 34, 35, 36, 44

## **R**

Ramsar 38, 39, 40, 41, 51, 52, 53

## **S**

Sanidade 67, 68, 71, 73, 75, 94

Saúde pública 1, 5, 6, 8, 10, 11, 12, 17, 18, 19, 24, 31, 118, 119

Savana 90

Sobrevivência 1, 67, 68, 71, 72, 73, 75

Soil disturbances 55

Solo 4, 7, 16, 17, 27, 29, 30, 44, 52, 53, 63, 65, 75, 93, 104, 119, 127

## **T**

Toxicidade letal 118

## **Z**

Zonas úmidas 39, 40, 42, 46

# Ecologia

e conservação da biodiversidade

2

- 
-  [www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)
  -  [contato@atenaeditora.com.br](mailto:contato@atenaeditora.com.br)
  -  [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)
  -  [www.facebook.com/atenaeditora.com.br](https://www.facebook.com/atenaeditora.com.br)



# Ecologia

e conservação da biodiversidade

2



 [www.atenaeditora.com.br](http://www.atenaeditora.com.br)  
 [contato@atenaeditora.com.br](mailto:contato@atenaeditora.com.br)  
 [@atenaeditora](https://www.instagram.com/atenaeditora)  
 [www.facebook.com/atenaeditora.com.br](https://www.facebook.com/atenaeditora.com.br)

**Atena**  
Editora  
Ano 2022