ISSN 2236-2886

Biodiversidade Brasileira
Revista Científica

Ano 15 - Número 1 - 2025



Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás

João Marcos Rosa

Editores Seção Temática
Keila Rêgo Mendes, NGI ICMBio Carajás
Wendelo Silva Costa, NGI ICMBio Carajás
André Luís Macedo Vieira, NGI ICMBio Carajás
Roberta Franco Pereira de Queiroz, NGI ICMBio Carajás
Bernardo Tomchinsky, Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará
Gabriel Caldeira Gomes, Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais
Patrícia Marques Santos, NGI ICMBio Carajás

Editores Fluxo Contínuo
Cecília Cronemberger de Faria, ICMBio
Fernanda Oliveto, ICMBio
Comitê Temático da revista

ICMBio
INSTITUTO CHICO MENDES
MMA

v. 15 n. 1 (2025)

Fluxo Contínuo e Edição Temática: Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás

Editor-chefe

Daniel Luis Zanella Kantek
Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos (CMA), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Coeditora-chefe

Cecília Cronemberger de Faria
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Editora-assistente

Fernanda Oliveto
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Conselho editorial

Daniel Luis Zanella Kantek
Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Mamíferos Aquáticos (CMA), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Cecília Cronemberger de Faria
Coordenação-Geral de Pesquisa e Monitoramento da Biodiversidade (CGPEQ/DIBIO), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), editora-chefe

Rosenil Dias de Oliveira
Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Sociobiodiversidade Associada a Povos e Comunidades Tradicionais (CNPT/AC), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Roberta Aguiar dos Santos
Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Marinha do Sudeste e Sul (CEPSUL), Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Celso Sanchez
Universidade Federal do Estado do Rio de Janeiro (UNIRIO)

Fábio Scarano
Universidade Federal do Rio de Janeiro (UFRJ)

Marlúcia Bonifácio Martins
Museu Paraense Emilio Goeldi

Editores temáticos da seção Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás

Keila Rêgo Mendes

Núcleo de Gestão Integrada de Carajás, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (NGI Carajás/ICMBio)

Wendelo Silva Costa

Núcleo de Gestão Integrada de Carajás, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (NGI Carajás/ICMBio)

André Luís Macedo Vieira

Núcleo de Gestão Integrada de Carajás, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (NGI Carajás/ICMBio)

Roberta Franco Pereira de Queiroz

Núcleo de Gestão Integrada de Carajás, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (NGI Carajás/ICMBio)

Bernardo Tomchinsky

Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa)

Gabriel Caldeira Gomes

Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais (PUC Minas)

Patrícia Marques Santos

Núcleo de Gestão Integrada de Carajás, Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (NGI Carajás/ICMBio

Comitê Temático

Conservação e manejo de unidades de conservação

Anderson Alves Santos
Instituto Federal Minas Gerais (IFMG)- campus Formiga

Demétrio Luis Guadagnin
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)

Diógenes Félix da Silva Costa
Universidade Federal do Rio Grande do Norte (UFRN)

Fernanda Loffler Niemeyer Attademo
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Lucas Cunha Ximenes
Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará (IFPA)

Pollyanna Coêlho de Sousa
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Gestão e uso sustentável

Carlos Eduardo Silveira da Silva
Parque Científico e Tecnológico do Sul da Bahia (PCTSul)

Diego Maia Zacardi
Universidade Federal do Maranhão (UFMA)

Diesse Aparecida de Oliveira Sereia
Universidade Tecnológica Federal do Paraná (UTFPR)

Jairo Fernando Pereira Linhares
Pesquisador independente

Norah Costa Gamarra
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Shirley Cintra Portela de Sá Peixoto
Universidade Federal do Tocantins (UFT)

Suelma Ribeiro Silva
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Biodiversidade e espécies ameaçadas

Alexander Roldán Arévalo Sandi
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

Felipe Santana Machado
Universidade Federal de Lavras (UFLA)

Livia de Moura Oliveira Corassari
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Marilene Vasconcelos da Silva Brazil
Secretaria Estadual de Meio Ambiente do Acre (SEMA/AC)

Raone Beltrão-Mendes
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Ricardo Eduardo Vicente
Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP)

Welber Senteio Smith
Universidade Paulista (UNIP)

Yulie Shimano Feitoza
Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal (INPP)

Fiscalização e proteção

Daniela Teodoro Sampaio
Instituto Bicho D'água: Conservação Socioambiental (IBD)

Rodrigo Cambará Printes
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Diagramação

Dayane Jacob de Oliveira Amaral

Revisoras de textos em Língua Portuguesa

Fernanda Oliveto
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Aline Soares Passos
Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio)

Comunicação e divulgação

Bruna Soares Ayres, coordenadora da equipe das voluntárias
Ângela Sousa
Áurea Batista
Gabriela Souza
Júlia Chechinnato
Larissa Alencar
Luana Lucena
Marina Lima

Avaliadores da edição

Fábio Souto de Almeida
Universidade Federal Rural do Rio de Janeiro (UFRRJ)

Juliana Bento de Oliveira
Universidade Estadual Paulista (UNESP), Campus Rio Claro

Felipe Gonzatti
Universidade de Caxias do Sul (UCS)

Joari Costa de Arruda
Universidade do Estado de Mato Gross (UNEMAT)

Pedro Ferreira Develey
Sociedade para a Conservação das Aves do Brasil (SAVE Brasil)

Angélica Vilas Boas Frota
Universidade do Estado de Mato Gross (UNEMAT)

João Pedro Santos de Souza Gonçalves
Universidade Federal da Paraíba (UFPB)

Paola Aires Lócio de Alencar
Serviço Florestal Brasileiro (SFB)

Carlos Meirelles
Universidade Federal do Ceará (UFC)

Jocasta Lerner
Escola Dom Bosco

Nathália Silva
Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Julia Isabella de Matos Rodrigues
Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA)

Alice Pereira
Projeto Albatroz

Marco Aurélio da Silva
Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA)

Francimeire Fernandes Ferreira
Universidade do Estado de Mato Gross (UNEMAT)

Jéssica Soares de Souza

Ricardo Fonseca
Universidade Federal do Delta do Parnaíba (UFDPar)

Thiago Mündel Ribeiro dos Santos
Universidade Paulista (UNIP)

Larissa Leandra Moro Silva
Universidade Paulista (UNIP)

Guilherme Sousa da Silva
Universidade Estadual de Campinas (UNICAMP)

Matheus Magalhães Henriques do Aido
Universidade Federal de Mato Grosso do Sul (UFMS)

Gabriel Brito Costa
Universidade Federal do Oeste do Pará (Ufopa) e Instituto de Biodiversidade e Florestas (IBEF)

Francisco Vladimir Silva Gomes
Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS)
Lucas Henrique Machado Cardoso
Instituto Federal de Rondônia (UFRO)
Marcelo Trindade da Fonseca
Universidade Federal de Santa Maria (UFSM)
Fabrício Beggiato Baccaro
PELD Impactos Antrópicos no Ecossistema de Floresta Tropical (IAFA) Sítio Manaus
Clemensou Reis
Universidade Estadual de Santa Cruz (UESC) e Centro de Pesquisas do Cacau (CEPEC), vinculado à Comissão Executiva do Plano da Lavoura Cacaueira (CEPLAC)
Eder Barbier
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
Aloysio Moura
Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Ivan Junqueira
Universidade Federal de Lavras (UFLA)
Vanice Selva
Universidade Federal de Pernambuco (UFPE)
Hingara Leão
Instituto Federal do Piauí (IFPI)
Sergio Zalba
Universidad Nacional del Sur
Mario Arthur Favretto
Universidade Federal de Santa Catarina (UFSC)
Orlando dos Santos Watrin
Embrapa Amazônia Oriental
Cecília Silva
Universidade Federal de Viçosa (UFV)

Editorial

Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás

Keila Rêgo Mendes, Wendelo Silva Costa, André Luís Macedo Vieira

É com grande entusiasmo que o Núcleo de Gestão Integrada (NGI) – ICMBio Carajás apresenta à comunidade a edição temática do I Congresso de Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás (CGBio), realizado entre os dias 8 e 10 de novembro de 2023, na cidade de Parauapebas, Pará. Esta edição especial da revista Biodiversidade Brasileira celebra não apenas um evento científico e técnico, mas uma verdadeira jornada coletiva de escuta, troca e construção de saberes em prol da sustentabilidade.

O CGBio reuniu cerca de 1.690 participantes, entre pesquisadores, professores, estudantes, povos indígenas, agricultores familiares, representantes de instituições públicas, privadas e da sociedade civil. Uma diversidade de vozes e perspectivas que fez do congresso uma das maiores mostras do conhecimento técnico-científico e dos saberes locais voltados à sociobiodiversidade das áreas protegidas do Pará.

Ao longo de três dias, mais de 50 mesas-redondas, conferências e oficinas fomentaram diálogos sobre conservação ambiental, gestão participativa, inovação, educação e agricultura de conservação, com especial atenção ao Corredor Sociobiocultural Carajás-Bacajá. Foram apresentados 310 trabalhos científicos em formato de pôster, dos quais mais de 60 foram selecionados para esta edição temática, após criterioso processo editorial.

O evento extrapolou os limites do espaço acadêmico e científico. A feira de comércio e feira agroecológica, com mais de 300 produtos da agricultura familiar, aliada à presença de 40 instituições amazônicas, atrações culturais, cinema e rodas de conversa, tornou o CGBio um espaço vibrante, inclusivo e aberto à comunidade.

Destacamos, com especial carinho, o Encontro dos Saberes, que promoveu uma escuta sensível das percepções dos povos indígenas Xikrins do Bacajá e Cateté, bem como de agricultores familiares, sobre a gestão das unidades de conservação. Um momento simbólico e potente, onde os saberes tradicionais e científicos se entrelaçaram na busca por soluções verdadeiramente sustentáveis e integradas.

Vivemos uma abertura emocionante, que antecipou o espírito do congresso: a valorização da diversidade cultural como chave para a construção de um futuro equilibrado. Refletimos juntos sobre como nossas ações locais têm impacto global e como a sabedoria ancestral pode nos orientar diante dos desafios contemporâneos. Escutamos, aprendemos e nos emocionamos com os relatos que revelaram a verdadeira Carajás sob o olhar dos povos originários.

Celebramos ainda marcos inspiradores, como o lançamento do livro “Façanhas de um homem na floresta”, uma obra que resgata histórias de luta e dedicação à conservação, reforçando a importância de registrar e compartilhar experiências de vida que ecoam em nossa missão institucional.

O CGBio nos convocou à ação. Discutimos estratégias para proteção, gestão

CC BY NC ND

e valorização da sociobiodiversidade e refletimos sobre caminhos possíveis para ampliar a participação social, fortalecer redes de colaboração e enfrentar os desafios impostos à agenda da sustentabilidade.

Ao encerrarmos este capítulo, levamos conosco a certeza de que o verdadeiro impacto do congresso só será alcançado se transformarmos as ideias, experiências e reflexões em práticas concretas nos territórios. Os próximos anos serão decisivos para consolidar avanços e aprofundar a integração entre ciência, política pública e saberes locais.

Que esta edição temática da revista Biodiversidade Brasileira seja mais do que um registro. Que seja um convite à continuidade do diálogo, à construção coletiva do conhecimento e à ação efetiva pela conservação das áreas protegidas de Carajás e pela promoção de uma Amazônia viva, diversa e sustentável.

Com esperança e compromisso, seguimos juntos.

Núcleo de Gestão Integrada (NGI) – ICMBio Carajás

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Ecologia do Fogo e Conservação do Bioma Pantanal
n.4, 2024

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

CC BY NC ND

Biodiversidade **Brasileira**
Revista Científica

v. 14 n. 4 (2024)

Fluxo Contínuo e Edição Temática: Ecologia do Fogo e Conservação do Bioma Pantanal

1-12 Produção de biossurfactante por *Pseudomonas aeruginosa* utilizando resíduos de cacau (*Theobroma cacao* L.) e seu potencial na dispersão de óleo

13-24 Estimativa do estoque volumétrico e acúmulo de biomassa e carbono em uma floresta ombrófila densa na Floresta Nacional de Carajás

25-35 Efeito das perturbações antrópicas sobre a biodiversidade de liquens em uma floresta ripária na Amazônia Oriental

36-45 Fishes from tributaries of the Itacaiúnas river

46-57 Fotogrametria como ferramenta ecoturística da trilha Lagoa da Mata na Floresta Nacional de Carajás, Pará

58-69 Taxidermia da fauna silvestre de Carajás: uma ferramenta para educação ambiental

70-81 Avaliação remota como alternativa de monitoramento da restauração na região de Carajás, Pará

82-95 Influência de sistemas agroflorestais sucessionais na dinâmica da vegetação espontânea no município de Canaã dos Carajás, sudeste do estado do Pará

96-108 Áreas protegidas como escudos contra o desmatamento na microrregião de Parauapebas, Pará

109-119 Estratégia para conservação da harpia no mosaico de unidades de conservação de Carajás, Amazônia brasileira

120-135 *Checklist* da flora fanerógama do sudeste do Pará

136-151 Estratégias de compensação ambiental na região de Carajás: análise de similaridade de biodiversidade impactada pela mineração

152-164 Refinamento dos limites geográficos da Floresta Nacional do Itacaiúnas, Marabá, Pará

165-173 Elaboração de planos de manejo participativos: o caso do Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, Carajás, Pará

174-194 Entomofauna da Reserva Biológica do Tapirapé, Pará: fauna de solo e borboletas frugívoras

195-208 Fatores históricos associados à conversão florestal na região de Carajás

CC BY NC ND

209-221 Estrutura populacional de duas orquídeas no campo rupestre ferruginoso da Floresta Nacional de Carajás

222-232 (Re)Conexão florestal no arco do desmatamento da Amazônia: diretrizes para a consolidação do Corredor Carajás/Bacajá, Pará

233-247 Análise do ciclo da política do Plano de Conservação Estratégico para o Território de Carajás

248-258 Métodos alternativos para o controle da matocompetição em sistema agroflorestal com cacaueiro no bioma Amazônia

---

Fluxo contínuo

1-13 An alien rodent on a protected island: estimating the abundance of the rock cavy on Fernando de Noronha, Brazil

14-18 Being cautious about hydropower dams in the Pantanal

19-31 Mamíferos em um *habitat* fragmentado da ecorregião Complexo da Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil

32-40 Moscas ectoparasitas (Diptera, Hippoboscoidea) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em parque urbano do município do Rio de Janeiro, Brasil

41-53 Gestão do turismo e da biodiversidade em áreas protegidas: uma revisão sistemática internacional

54-70 Ecologia reprodutiva de *Hypsolebias auratus*, um peixe-anual do Cerrado: subsídios para o manejo conservacionista

71-82 Turismo de observação do cavalo-marinho-do-focinho-longo *Hippocampus reidi* (Ginsburg, 1933) no Parque Nacional de Jericoacoara: ações de manejo para conservação da espécie

Biodiversidade **Brasileira**
Revista Científica

Produção de biossurfactante por *Pseudomonas aeruginosa* utilizando resíduos de cacau (*Theobroma cacao* L.) e seu potencial na dispersão de óleo

Joane de Almeida Alves[1]
https://orcid.org/0009-0002-1821-9206

Emilly Cruz da Silva[1]
https://orcid.org/0000-0001-9755-4875

Giulian César da Silva Sá[1]
https://orcid.org/0000-0002-4734-4228

Alan Moura Feio[1]
https://orcid.org/0000-0001-5087-1857

Evelly Oliveira Ramos[1]
https://orcid.org/0009-0005-9794-6111

Glenda Soares Gomes[1]
https://orcid.org/0009-0009-2194-0978

Lucas Mariano de Siqueira Pimentel[1]
https://orcid.org/0009-0003-8225-1144

Sidnei Cerqueira dos Santos[1,*]
https://orcid.org/0000-0003-1169-256X

* Contato principal

[1] Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará/Unifesspa, Marabá/PA, Brasil. <joaneaa@unifesspa.edu.br, emillycruzds@gmail.com, giuliancesarsa@gmail.com, alan.moura@unifesspa.edu.br, evelly.ramos@unifesspa.edu.br, glenda.soares@unifesspa.edu.br, lucas.pimentel@unifesspa.edu.br, sidnei.cerqueira@unifesspa.edu.br>.

Recebido em 27/05/2024 – Aceito em 16/12/2024

Como citar:

Alves JA, Silva EC, Sá GCS, Feio AM, Ramos EO, Gomes GS, Pimentel LMS, Santos SC. Produção de biossurfactante por *Pseudomonas aeruginosa* utilizando resíduos de cacau (*Theobroma cacao* L.) e seu potencial na dispersão de óleo. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 1-12. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2637.

Palavras-chave: Amazônia; fontes renováveis; bactéria; tensoativo.

RESUMO – Biossurfactantes (BS) são moléculas de relevância industrial significativa, reconhecidas por suas propriedades tensoativas e potencial para produção por microrganismos que utilizam fontes alternativas de carbono e energia. O cacau (*Theobroma cacao* L.), fruto amazônico amplamente utilizado como matéria-prima na produção de chocolate, representa um recurso alternativo exemplar. Apesar da falta de valor econômico atribuído aos resíduos provenientes do processamento do cacau, esses subprodutos podem ser substratos valiosos para a produção de BS. Este estudo avaliou a eficácia da bactéria *Pseudomonas aeruginosa* BM02 na produção de BS, usando resíduos de cacau como matéria-prima, bem como investigou o potencial do BS como agente dispersante de óleo. O BS bruto exibiu uma concentração de ramnolipídios de 3,06 g/L e índice de emulsificação de 60%, influenciando significativamente na capacidade de dispersão do óleo de motor, que atingiu 2,5 cm^2/min após 10 minutos. Esses resultados evidenciam a viabilidade, inovação e sustentabilidade da utilização de resíduos de cacau como matéria-prima para a produção de BS, com aplicações promissoras na biorremediação de áreas contaminadas por hidrocarbonetos. Ademais, essa abordagem contribui diretamente para a economia circular na Amazônia, pois a utilização sustentável de resíduos agroindustriais demonstra potencial para aumentar o valor agregado dentro da cadeia de produção local, proporcionando, assim, implicações sociais importantes ao promover o crescimento econômico na região.

CC BY NC ND

Biosurfactant production by *Pseudomonas aeruginosa* using cocoa (*Theobroma cacao* L.) residue and its potential in oil dispersion

Keywords: Amazon; renewable sources; bacterium; tensoative.

ABSTRACT – Biosurfactants (BS) are molecules of significant industrial relevance, recognized for their surfactant properties and potential for production by microorganisms utilizing alternative carbon and energy sources. Cocoa (*Theobroma cacao* L.), an Amazonian fruit extensively utilized as a raw material in chocolate production, presents an exemplary alternative resource. Despite the lack of economic value attributed to the residues generated from cocoa processing, these by-products can be transformed into valuable substrates for BS production. This study evaluates the efficacy of *Pseudomonas aeruginosa* BM02 in producing BS, leveraging cocoa waste as the primary substrate, and further investigates the potential of the resulting BS as an oil dispersant. The crude BS exhibited a rhamnolipid concentration of 3.06 g/L and an emulsification index of 60%, significantly influencing its oil dispersion capacity, measured at 2.5 cm^2/min after 10 minutes. These findings underscore the viability, innovation, and sustainability of utilizing cocoa residues as feedstock for BS production, with promising applications for bioremediation of hydrocarbon-contaminated areas. Furthermore, this approach contributes directly to the circular economy in the Amazon, as the sustainable utilization of processing waste demonstrates potential for enhancing added value within the local production chain, thus providing important social implications by fostering economic growth in the region.

Producción de biosurfactantes por *Pseudomonas aeruginosa* a partir de residuos de cacao (*Theobroma cacao* L.) y su potencial en dispersión oleosa

Palabras clave: Amazonía; recursos renovables; bacteria; tensioactivo.

RESUMEN – Los biosurfactantes (BS) son moléculas de gran relevancia industrial, reconocidas por sus propiedades tensoactivas y su potencial para ser producidas por microorganismos que utilizan fuentes alternativas de carbono y energía. El cacao (*Theobroma cacao* L.), un fruto amazónico ampliamente utilizado como materia prima en la producción de chocolate, representa un recurso alternativo ejemplar. A pesar de la falta de valor económico atribuido a los residuos generados del procesamiento del cacao, estos subproductos pueden transformarse en sustratos valiosos para la producción de BS. Este estudio evalúa la eficacia de *Pseudomonas aeruginosa* BM02 en la producción de BS, aprovechando los residuos de cacao como sustrato principal, y además investiga el potencial del BS resultante como agente dispersante de aceite. El BS crudo presentó una concentración de ramnolípidos de 3,06 g/L y un índice de emulsificación del 60%, influyendo significativamente en su capacidad de dispersión de aceite, medida en 2,5 cm^2/min después de 10 minutos. Estos hallazgos subrayan la viabilidad, innovación y sostenibilidad de utilizar los residuos de cacao como materia prima para la producción de BS, con aplicaciones prometedoras para la biorremediación de áreas contaminadas por hidrocarburos. Además, este enfoque contribuye directamente a la economía circular en la Amazonía, ya que la utilización sostenible de los desechos del procesamiento muestra potencial para aumentar el valor agregado dentro de la cadena productiva local, brindando así importantes implicaciones sociales al fomentar el crecimiento económico en la región.

Introdução

O cacaueiro (*Theobroma cacao* L.) é uma árvore perenifólia pertencente à família Malvaceae, cuja origem e importância nutricional e comercial são significativas para o Brasil [1]. Atualmente, o estado do Pará é o maior produtor nacional de cacau, com uma arrecadação estimada entre 1,8 e 3,5 bilhões de reais [2]. Apesar de sua relevância econômica, a industrialização do processamento do cacau gera uma quantidade massiva de resíduos que não acompanha

o consumo do fruto, sendo geralmente descartados de maneira inadequada nas áreas adjacentes às plantações. Embora pequenos agricultores utilizem esses resíduos como fertilizantes naturais, as grandes indústrias ainda não têm dado a devida atenção a esse problema, resultando em degradação do solo e propagação de pragas [3]. Para mitigar tais danos ambientais e atender às diretrizes da Política Nacional de Resíduos Sólidos, é crucial repensar as práticas de cultivo e estabelecer destinações ambientalmente corretas para esses resíduos [4]

Os resíduos provenientes do processamento do cacau, assim como o fruto, possuem alto valor nutricional, o que pode favorecer sua valorização em diversas aplicações biotecnológicas [5]. A busca por soluções sustentáveis para o gerenciamento de resíduos alimentares constitui um dos principais desafios contemporâneos. Nesse sentido, pesquisas recentes têm atribuído valor a esses resíduos, empregando-os como matéria-prima no desenvolvimento de bioprodutos industriais, como os biossurfactantes (BS).

Recentemente, houve um crescente interesse em explorar matérias-primas mais econômicas e sustentáveis para a produção de BS, com ênfase nos resíduos industriais e domésticos. Essa abordagem não apenas se revela vantajosa em termos de custo, como também contribui para a redução dos resíduos ambientais gerados em ritmo acelerado. O uso de diferentes resíduos, incluindo águas residuais do processamento da mandioca, bagaço de cana-de-açúcar, espigas de milho, palha de arroz, talos de banana, assim como cascas de milho, abacaxi, beterraba e laranja, tem apresentado resultados promissores em processos fermentativos para a produção de BS [6][7][8][9]. Alguns dos estudos recentes que relatam a fabricação verde de BS por meio da valorização de resíduos biológicos estão sumarizados na Tabela 1.

Tabela 1 – Fabricação verde de biossurfactantes por meio da abordagem de valorização de resíduos vegetais.

Resíduo	Microrganismo	BS	Aplicação	Referência
Palha de arroz	*Serratia nematodiphila*	Glicolipídio	Emulsificante e antimicrobiano	[7]
Bagaço de cana-de-açúcar	*Pseudomonas aeruginosa* e *Saccharomyces cerevisiae*	Ramnolipídio	Biorefinaria	[8]
Bagaço de cana-de-açúcar	*Cutaneotrichosporon mucoides*	Soforolipídio	Indústria alimentar e cosmética	[9]
Cascas de abacaxi	*Bacillus subtilis*	ND	Emulsificante	[10]

ND = classe de biossurfactante (BS) não determinada.

Os BS são moléculas anfipáticas com propriedades tensoativas semelhantes às dos surfactantes derivados do petróleo, mas apresentam vantagens como menor toxicidade, alta biodegradabilidade e produção a partir de fontes renováveis, como bactérias [10]. Para a produção de BS, as bactérias necessitam de fontes de carbono, nitrogênio, enxofre e fósforo, que são abundantes em diversos resíduos vegetais. Os resíduos de origem agroindustrial têm sido indicados como uma fonte promissora de nutrientes para a produção de BS [11]. Devido à sua natureza ecologicamente amigável, os BS são considerados potenciais substitutos dos surfactantes químicos em várias aplicações industriais, incluindo as áreas farmacêutica, cosmética e de biorremediação [12] [13], conforme esquematizado na Figura 1.

CC BY NC ND

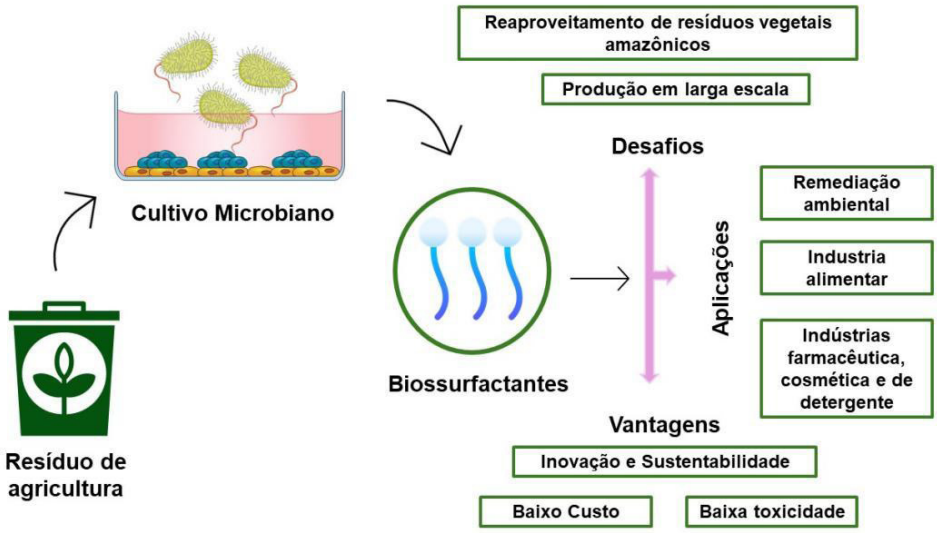


Figura 1 – Produção de biossurfactantes microbianos a partir de resíduos agroindustriais: vantagens, desvantagens e aplicações. Fonte: Elaborado pelos autores, 2024.

O mercado global de BS vem crescendo exponencialmente, apesar das limitações associadas aos custos de produção, especialmente em relação às matérias-primas, que podem representar até 30% do valor final do produto [14]. Para superar essas dificuldades, pesquisas têm demonstrado que o uso de fontes energéticas alternativas e renováveis, como os resíduos agroindustriais, pode reduzir consideravelmente os custos do processo [3].

As propriedades físico-químicas dos BS, incluindo sua capacidade de reduzir a tensão superficial e de formar emulsões entre água e óleo, são de alto interesse para aplicações em processos de biorremediação de ambientes contaminados por petróleo e seus derivados [15]. Esse problema não é recente; desde o início do século XX, com a proeminência dos grandes petroleiros, os derramamentos de óleo têm representado uma das principais fontes de poluição nos ecossistemas aquáticos, afetando negativamente o turismo e as comunidades pesqueiras [16][17]. Nesse contexto desafiador, devido à sua compatibilidade ambiental, os BS surgem como promissores agentes biorremediadores de ambientes contaminados por hidrocarbonetos, desempenhando um papel na dispersão do óleo, transformando-o em gotículas menores para degradação por microrganismos [14]. Assim, este trabalho tem como objetivo avaliar a produção de BS por *Pseudomonas aeruginosa* BM02 utilizando resíduos de cacau como matéria-prima, além de investigar seu potencial como agente dispersante de óleo.

Materiais e Métodos

Cepa bacteriana

A cepa bacteriana *Pseudomonas aeruginosa* BM02, produtora de BS do tipo ramnolipídio, foi isolada do solo superficial de uma área de mineração de bauxita no estado do Pará [6]. O uso da referida bactéria está registrado no Sistema Nacional de Gestão do Patrimônio Genético e do Conhecimento Tradicional Associado (SisGen, nº A4DA401). A cepa é mantida em conservação em solução de glicerol a -20 °C, no Laboratório de Bioensaios e Bioprocessos (L@βio) da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), em Marabá-PA, Brasil.

Obtenção e preparo do resíduo vegetal

O resíduo de cacau utilizado neste estudo foi fornecido pela fazenda Chácara Parabucana, situada em São Domingos-PA, Brasil. A preparação do resíduo foi realizada conforme as diretrizes estabelecidas no pedido de patente de invenção (BR1020230152090; fase de sigilo), depositado no Instituto Nacional da Propriedade Industrial (INPI). A utilização do resíduo vegetal está registrada no SisGen sob o n° AA28D2F.

Produção do BS

A produção do BS foi conduzida em frascos Erlenmeyer contendo meio salino vegetal (MSV), composto pelos seguintes componentes: K□HPO□, KH□PO□, (NH□)□SO□, MgSO□·7H□O, com pH ajustado para 7,0, utilizando o resíduo de cacau como única fonte de carbono e energia, em concentrações ideais de cultivo (g/L), conforme a formulação registrada no INPI (BR1020230152090).

O MSV foi esterilizado à 121 °C durante 30 minutos e, após resfriamento, 5% do inóculo bacteriano (densidade óptica entre 0,6 e 0,8 a 600 nm), previamente cultivado em caldo Luria-Bertani (LB; Kasvi), foi transferido para os frascos. Os frascos foram incubados em um agitador orbital (SL-22, Solab) a 30 °C e 180 rpm por um período de 5 dias (Figura 2).

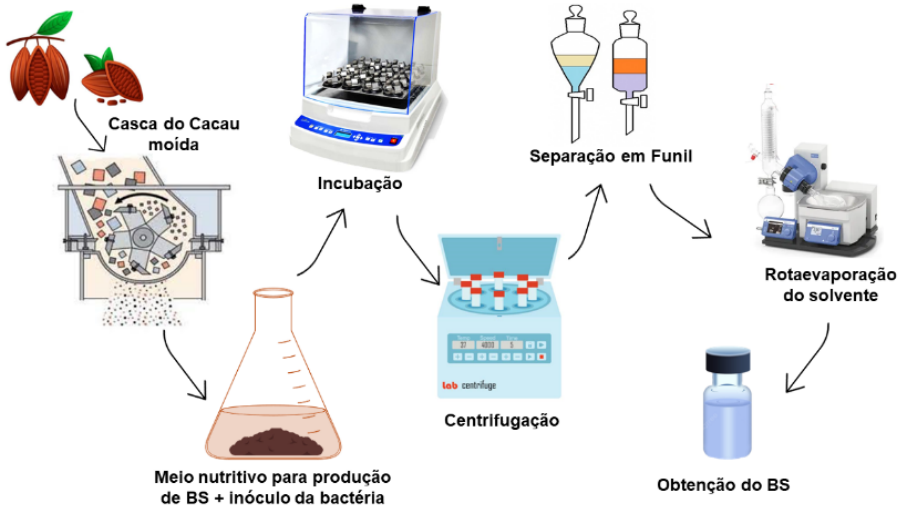


Figura 2 – Processo de produção e extração de biossurfactante.
Fonte: Elaborado pelos autores, 2024.

Extração do BS

O cultivo bacteriano resultante do processo de produção foi centrifugado a 4500 rpm por 15 minutos, visando a obtenção do caldo livre de células (CLC). O CLC foi misturado com uma solução de clorofórmio-metanol (3:1, v/v) em um funil de separação e, em seguida, a solução foi deixada em repouso até a completa separação das fases. A fase hidroalcóolica foi descartada e a fase orgânica foi coletada. Esse procedimento foi repetido cinco vezes e denominado lavagem. Posteriormente, a fase orgânica foi evaporada em um rotaevaporador a 45 °C e seca em estufa com ar circulado até atingir peso constante, resultando na obtenção do BS bruto (Figura 2).

Quantificação do BS

A concentração do BS ramnolipídico foi determinada por meio do método do orcinol, que estima a quantidade de ramnose. Para tal, foram adicionados 60 μL da suspensão do BS bruto a 14,96 mL de uma solução de H□SO□ (53%) contendo 0,19% de orcinol. Após aquecimento durante 30 minutos a 80 °C, a solução reacional foi mantida em repouso, durante 15 minutos, à temperatura ambiente (25 ± 2 °C), seguida pela leitura da absorbância em espectrofotômetro (Bel V-M5, Biovera) a 421 nm [15]. A curva padrão foi construída utilizando soluções de L-ramnose em diferentes concentrações (1 a 200 μg/mL). Como a ramnose compõe apenas uma fração da molécula de ramnolipídio, foi necessário ajustar a massa da ramnose utilizando um fator de correção, que varia entre 3,0 e 3,4 [18]. É importante ressaltar que esse valor não é exato, uma vez que os ramnolipídios constituem uma família de moléculas congêneres com diferentes massas moleculares [18]. Para este estudo, foi adotada a média dos fatores (3,2).

Atividade emulsificante

A atividade emulsificante do BS presente no CLC foi determinada conforme o método descrito por Iqbal et al. [17]. O índice de emulsificação (IE_{24}) foi quantificado em tubos de ensaio contendo 2 mL do CLC e 2 mL de óleo mineral (Cimed), agitados em agitador vortex por 2 minutos. Após 24 horas, o IE_{24} foi calculado utilizando a equação: IE_{24} (%) = (x / y) × 100, onde x e y representam a altura da camada emulsificada (mm) e a altura total (mm), respectivamente. Os controles foram realizados com MSV não inoculado e solução de dodecil sulfato de sódio (SDS; Dinâmica Química Contemporânea) a 1%.

Teste de dispersão do óleo

O teste de dispersão do óleo foi realizado em placas de Petri de 9 cm de diâmetro, contendo 40 mL de água destilada e 1 mL de óleo de motor queimado. Em seguida, foram adicionados 0,5 mL do CLC no centro do halo formado pelo óleo. O diâmetro das zonas claras foi calculado utilizando a fórmula: ODA = (22/7) × (raio)² cm^2, onde ODA representa a área de deslocamento do óleo em cm^2/min e r é o raio da circunferência formada pelo halo de óleo, nos intervalos de 1, 10 e 60 minutos [19]. Os controles foram realizados com MSV não inoculado e solução de SDS a 1%.

Análise estatística

Todos os testes foram realizados em triplicata para garantir a reprodutibilidade dos dados. A análise estatística descritiva foi aplicada para os resultados obtidos nos testes de produção de BS. O desvio padrão e o erro padrão foram calculados para avaliar a variabilidade dos resultados.

Resultados e Discussão

A bactéria *P. aeruginosa* BM02 demonstrou capacidade de produção de BS utilizando resíduos de cacau como matriz energética (Figura 3). Esses resultados são promissores, pois refletem a utilização de resíduos de baixo valor econômico como única fonte de carbono e energia na síntese de BS com potencial biotecnológico [12].

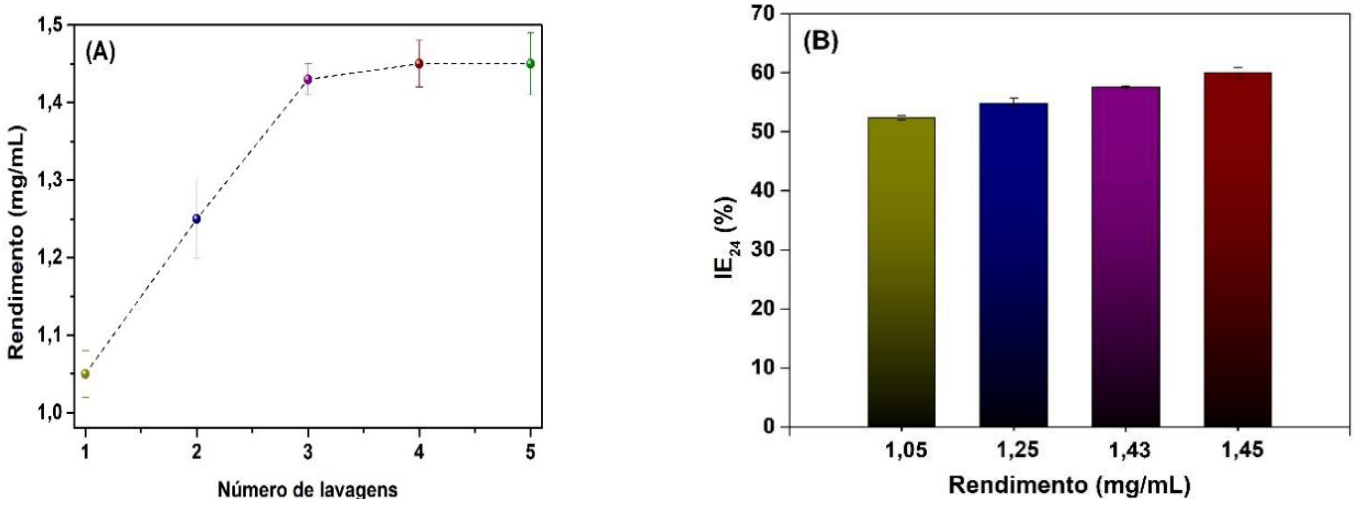


Figura 3 – Relação entre o número de lavagens do caldo livre de células produzido pela cepa *Pseudomonas aeruginosa* BM02 e o rendimento (mg/mL) do biossurfactante bruto (A), e relação entre o rendimento em massa do biossurfactante bruto e o índice de emulsificação (IE_{24}, expresso em %) (B).

A capacidade das bactérias em produzir BS é amplamente reconhecida na literatura, e os achados deste estudo corroboram a eficácia da espécie *P. aeruginosa* como produtora de BS [20]. Observa-se que, à medida que o número de lavagens do CLC aumenta, o índice de emulsificação também se eleva, com destaque para os valores obtidos na terceira lavagem. Este resultado é particularmente promissor do ponto de vista industrial, já que a elevação do índice de emulsificação sugere que o BS pode melhorar a estabilidade das emulsões durante o armazenamento e a aplicação, especialmente em formulações de cosméticos e produtos farmacêuticos [6].

Em contextos de biorremediação, um BS com elevados índices de emulsificação pode facilitar a solubilização e a biodisponibilidade de contaminantes hidrofóbicos, promovendo sua remoção de solos e águas contaminadas [21]. Assim, a utilização de resíduos de cacau na produção de BS apresenta-se como uma solução viável para o reaproveitamento desses materiais, representando uma estratégia inovadora do ponto de vista biotecnológico, capaz de agregar valor à cadeia produtiva de frutos amazônicos e beneficiar as comunidades locais que tradicionalmente utilizam esse material biológico como fonte de renda.

De acordo com Sánchez *et al.* [22], a biomassa residual derivada da produção e processamento do cacau representa entre 70% e 80% do total da casca, o que correspondente a até 20% do peso total do fruto. Embora essa biomassa seja considerada e tratada como resíduo, sua composição nutricional não difere significativamente daquela dos grãos de cacau [5], sendo abundante em carboidratos, fibras alimentares, lipídios, compostos fenólicos, antioxidantes e vitaminas. Em particular, o teor de lipídios representa quase 50% do peso seco do fruto, cujas características físico-químicas se assemelham às da gordura da manteiga de cacau, exceto pelos níveis de acidez [23]. Os teores de carboidratos presentes nos resíduos variam entre 13,2 g/100 g e 70,3 g/100 g, constituindo-se principalmente de glicose (17%), galactose (3%), manose (3%), xilose (1,2%) e arabinose (1,7%) [22].

Estudos anteriores indicam que carboidratos e lipídios são fatores essenciais para a produção de BS [24], uma vez que a absorção desses compostos por *P. aeruginosa* é facilitada pelo mecanismo dependente de energia que é crítico para a produção de BS. Além disso, o fornecimento de nutrientes específicos influencia diretamente a regulação genética relacionada às atividades metabólicas de *P. aeruginosa* [25]. Assim, acredita-se que os componentes nutricionais dos resíduos de cacau oferecem desdobramentos valiosos para a produção de BS.

A avaliação do rendimento do BS bruto foi realizada considerando a eficiência de extração e o IE_{24} do CLC (Figura 3), evidenciando que o maior rendimento em massa do BS bruto foi obtido após a terceira lavagem (1,43 mg/mL ± 0,04), juntamente com a estabilização do BS bruto (Figura 3A). Tal resultado é atribuído à capacidade do solvente em extrair a fase orgânica de interesse da fase inorgânica, isolando, assim, a molécula alvo. Esses resultados indicam a viabilidade da produção de BS em larga escala e a redução dos custos do processo. A análise da correlação entre o rendimento de BS e o IE_{24} revelou que o IE_{24} aumentou proporcionalmente com o rendimento do BS bruto (Figura 3B). O IE_{24} é um método comumente utilizado para identificar indiretamente a presença de BS no CLC [26], sendo considerado promissor quando a formação de emulsão permanece estável acima de 50% após 24 horas de repouso [27].

Através do teste do orcinol, foi possível determinar que a maior concentração de ramnose (1,02 g/L ± 0,02) estava presente na massa de BS bruto que passou pelo maior número de lavagens com solventes orgânicos, a qual também exibiu o maior índice de emulsificação (Figura 4). Após a aplicação do fator de correção, observou-se que a concentração de ramnolipídio no BS bruto variou de 2,25 g/L a 3,06 g/L, conforme o número de lavagens testadas. Os resultados obtidos neste estudo assemelham-se àqueles descritos para os BS ramnolipídicos produzidos por *P. aeruginosa*, que utilizaram óleo de palma e óleo de coco, com teores de 2,91 g/L e 2,93 g/L de ramnose, respectivamente [28].

CC BY NC ND

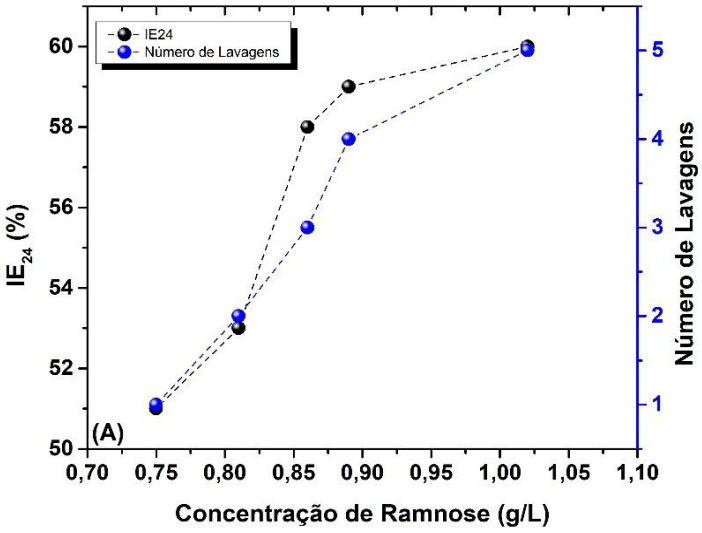


Figura 4 – Relação entre a concentração de ramnose, índice de emulsificação (IE_{24}) e número de lavagens no processo de extração do biossurfactante.

Entre as classes de BS, a de glicolipídios, especialmente os ramnolipídios, é a mais amplamente estudada. Os ramnolipídios são compostos por uma ou duas unidades de L-ramnose ligadas a uma ou duas unidades de ácidos graxos beta-hidroxi, sendo produzidos principalmente por *P. aeruginosa* [20,29]. Esses tensoativos são eficazes em emulsificar óleos e outros compostos hidrofóbicos, facilitando sua dispersão em água. A ramnose, como parte dos ramnolipídios, contribui para a capacidade de reduzir a tensão superficial e formar emulsões estáveis. Quando a concentração de ramnose no BS é suficiente, formam-se estruturas chamadas micelas, que encapsulam as gotículas de óleo em caudas hidrofóbicas, enquanto as cabeças hidrofílicas interagem com a água. Esse mecanismo estabiliza a emulsão e evita a coalescência das gotículas de óleo. Assim, compreende-se que o aumento da ramnose com o número de lavagens aprimora propriedades físico-químicas, como a emulsificação e a dispersão de óleo.

Conforme ilustrado na Figura 5, o CLC produzido por *P. aeruginosa* BM02 formou emulsão estável após 24 horas de repouso, o que representa uma propriedade físico-química promissora para aplicações industriais [11]. O MSV não inoculado não apresentou formação de emulsão, enquanto o SDS (controle positivo) formou emulsão com características visuais semelhantes às do CLC.

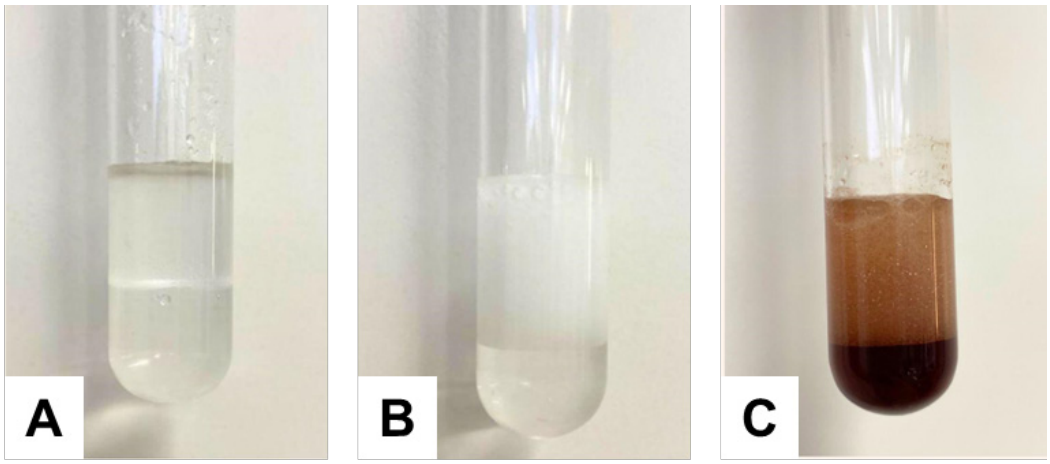


Figura 5 – Formação de emulsão em meio salino vegetal não inoculado (A), em dodecil sulfato de sódio a 1% (B) e em caldo livre de células produzido pela cepa *Pseudomonas aeruginosa* BM02 (C).

O CLC contendo o BS bruto obtido a partir de *P. aeruginosa* BM02 demonstrou atividade dispersante em relação ao óleo (Figura 6). Quando investigado sob a influência do tempo de contato com o óleo de motor queimado, o CLC apresentou desempenho comparável ao do SDS no menor tempo avaliado (1 minuto), superando sua eficácia nos tempos de 10 e 60 minutos (Tabela 2).

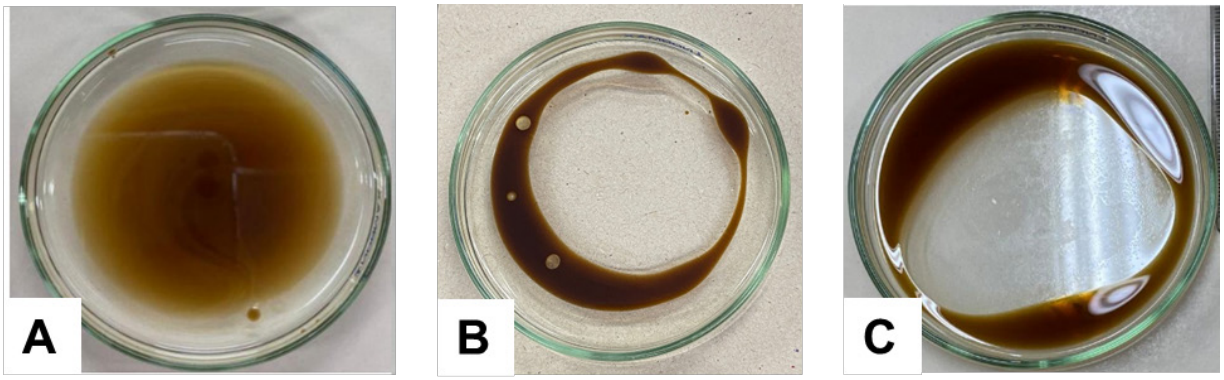


Figura 6 – Teste de dispersão do óleo em meio salino vegetal não inoculado (A), caldo livre de células produzido pela cepa *P. aeruginosa* BM02 (B) e dodecil sulfato de sódio a 1% (C).

O teste de deslocamento do óleo baseia-se na diferença de densidade entre óleo e água, onde a adição de BS na película oleosa resulta na redução da tensão interfacial, alterando o ângulo de contato entre óleo e água e, consequentemente, promovendo o deslocamento do óleo [12]. Este método também tem sido progressivamente utilizado para quantificar indiretamente o teor de BS, considerando que o tamanho da zona clara formada (halo de deslocamento do óleo) é proporcional à concentração do BS [30], corroborando os resultados do IE_{24} descritos nas Figuras 3 e 4. Dessa maneira, o BS produzido por *P. aeruginosa* BM02, utilizando resíduos de cacau, apresenta potencial biotecnológico para atuar como agente biorremediador na remoção de petróleo e seus derivados em águas e efluentes.

Tabela 2 – Área de dispersão de óleo de motor queimado do caldo livre de células produzido por *Pseudomonas aeruginosa* BM02 utilizando resíduo de cacau como matéria-prima.

Amostras	Deslocamento cm²/minuto		
	1 minuto	10 minutos	60 minutos
MSV não inoculado	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0	0,0 ± 0,0
SDS a 1%	3,0 ± 0,1	0,5 ± 0,0	0,0 ± 0,0
CLC	2,5 ± 0,2	1,7 ± 0,3	1,0 ± 0,1

MSV = Meio salino vegetal, SDS = Dodecil sulfato sódio, CLC = Caldo livre de células.

Embora a produção de BS por *P. aeruginosa* BM02 a partir de resíduos vegetais represente uma abordagem promissora para a biotecnologia sustentável, algumas limitações devem ser consideradas. A variabilidade dos substratos vegetais e a eventual inibição metabólica ocasionada por compostos presentes nos resíduos podem afetar a eficiência da fermentação e o rendimento de extração. A transição da produção em laboratório para uma escala industrial ainda carece de garantias de reprodutibilidade e viabilidade econômica, uma vez que pequenas variações nas condições podem impactar os resultados.

As perspectivas futuras para esta área incluem o desenvolvimento de tecnologias e processos

que otimizem a extração e purificação do BS em condições que possibilitem sua integração em práticas de biorremediação, potencializando sua eficácia em contextos ambientais reais. A realização de testes em larga escala se mostra essencial para validar a performance e as implicações econômicas desse processo. Com base nos resultados descritos nesta pesquisa, a combinação dessas abordagens não apenas incentiva o uso sustentável de resíduos vegetais, mas também fortalece a transição para uma economia circular, contribuindo para a mitigação dos impactos ambientais.

Conclusão

O presente estudo sobre a produção de biossurfactantes (BS) pela bactéria *Pseudomonas aeruginosa BM02*, utilizando resíduos de cacau (*Theobroma cacao L.*), destaca a viabilidade do emprego desses resíduos como matéria-prima sustentável para aplicações industriais. Os resultados demonstram a influência direta do processo de extração no rendimento e nas propriedades físico-químicas do BS, evidenciadas pelo índice de emulsificação e pelos teores de ramnose. Além disso, os testes de dispersão de óleo indicam um potencial significativo para a biorremediação de ambientes contaminados por hidrocarbonetos.

As implicações deste estudo estendem-se a várias áreas. Do ponto de vista econômico, a utilização da biomassa residual do cacau para a produção de BS pode oferecer uma alternativa mais econômica em comparação aos tensoativos sintéticos, sendo necessária a condução de avaliações em larga escala que explorem sua viabilidade industrial. Em termos científicos, há espaço para a realização de estudos comparativos que identifiquem os melhores substratos para a síntese de BS, bem como investigações sobre os mecanismos que aumentam a atividade da bactéria produtora de BS. Socialmente, o aproveitamento desses resíduos pode fomentar a geração de empregos e valorizar o conhecimento tradicional nas comunidades amazônicas, que historicamente utilizam esses vegetais. Ambientalmente, a adoção de BS na indústria pode reduzir a dependência de surfactantes químicos sintéticos, o que, entretanto, não dispensa a necessidade de realizar estudos de toxicidade de longo prazo e ensaios de campo para avaliar a eficácia do BS, especialmente na biorremediação de áreas contaminadas por hidrocarbonetos.

Futuras pesquisas devem concentrar-se na sinergia com outras tecnologias de remediação e na condução de avaliações do ciclo de vida, a fim de entender melhor o comportamento ambiental do BS produzido, promovendo assim uma abordagem sustentável e inovadora no uso de recursos naturais.

Agradecimentos

Os autores agradecem à Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (Fapespa) pela concessão de bolsas para a pesquisa de Iniciação Científica e Mestrado, bem como pelo apoio financeiro ao projeto Amazônia+10/CONFAP: 102/2023; ao Banco da Amazônia S.A. (BASA), pelo suporte financeiro ao projeto GPLAN/CDESU: 2022/251; à Coordenação de Aperfeiçoamento de Pessoal de Nível Superior (CAPES - Código de Financiamento 001), pela concessão de bolsas para as pesquisas de Mestrado e Pós-Doutorado e pelo apoio financeiro aos Projetos e Incentivos de Pós-Doutorado Estratégico, Equipamentos Amazônia Legal, Parcerias Estratégicas nos Estados III e Amazônia Legal; e ao Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq), pela concessão de bolsas para as pesquisas de Iniciação Científica, Pós-Doutorado e Desenvolvimento Tecnológico Industrial.

Referências

1. Sousa RSR, Lima GVS, Garcias JT, Gomes GO, Mateus JR, Madeira LDPS, et al. The microbial community structure in the rhizosphere of *Theobroma cacao L.* and *Euterpe oleracea* Mart. is influenced by agriculture system in the Brazilian amazon. Microorganisms. 2024 Feb 17; 12(2): e398.

2. Cabral MVA, Conceição MMM, Bitencourt EB, Silva VF, Pessoa ACN, Queiroz JM, *et al*. Açaí, castanha e palmito: elementos da bieconomia e da sociobiodiversidade no estado do Pará, Amazônia Brasileira. Caderno Pedagógico. 2024 Apr 18; 21(4): e3842.

3. Wagh MS, Sowjanya S, Nath PC, Chakraborty A, Amrit R, Mishra B, et al. Valorisation of agro-industrial wastes: Circular bioeconomy and biorefinery process – A sustainable symphony. Process Saf Environ Prot 2024 Mar; 183: 708–725.

4. Presidência da República (Brasil). Lei nº 12.288, de 20 de julho de 2010. Institui o Estatuto da Igualdade Racial; altera as Leis nos 7.716, de 5 de janeiro de 1989, 9.029, de 13 de abril de 1995, 7.347, de 24 de julho de 1985, e 10.778, de 24 de novembro de 2003 [Internet]. Diário Oficial da União. [citado em 2024 nov. 18]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2007-2010/2010/lei/l12288.htm. 2010.

5. Younes A, Li M, Karboune S. Cocoa bean shells: a review into the chemical profile, the bioactivity and the biotransformation to enhance their potential applications in foods. Crit Rev Food Sci Nutr. 2023 Nov 6; 63(28): 9111-9135.

6. Cerqueira dos Santos S, Araújo Torquato C, Alexandria Santos D, Orsato A, Leite K, Serpeloni JM, et al. Production and characterization of rhamnolipids by *Pseudomonas aeruginosa* isolated in the Amazon region, and potential antiviral, antitumor, and antimicrobial activity. Sci Rep. 2024 Mar 12; 14(1): e4629.

7. Panjiar N, Mattam AJ, Jose S, Gandham S, Velankar HR. Valorization of xylose-rich hydrolysate from rice straw, an agroresidue, through biosurfactant production by the soil bacterium *Serratia nematodiphila*. Sci Total Environ. 2020 Aug; 729: e138933.

8. Lopes VS, Fischer J, Pinheiro TMA, Cabral BV, Cardoso VL, Coutinho Filho U. Biosurfactant and ethanol co-production using *Pseudomonas aeruginosa* and *Saccharomyces cerevisiae* co-cultures and exploded sugarcane bagasse. Renew Energy. 2017 Aug; 109: 305-310.

9. Marcelino PRF, Peres GFD, Terán-Hilares R, Pagnocca FC, Rosa CA, Lacerda TM, et al. Biosurfactants production by yeasts using sugarcane bagasse hemicellulosic hydrolysate as new sustainable alternative for lignocellulosic biorefineries. Ind Crops Prod. 2019 Mar; 129: 212-223.

10. Vieira IMM, Santos BLP, Silva LS, Ramos LC, de Souza RR, Ruzene DS, et al. Potential of pineapple peel in the alternative composition of culture media for biosurfactant production. Environ Sci Pollut Res Int. 2021 Dec 20; 28(48): 68957-68971.

11. Yadav S, Malik K, Moore JM, Kamboj BR, Malik S, Malik VK, et al. Valorisation of agri-food waste for bioactive compounds: recent trends and future sustainable challenges. Molecules. 2024 Apr 29; 29(9): e2055.

12. Johnson P, Trybala A, Starov V, Pinfield VJ. Effect of synthetic surfactants on the environment and the potential for substitution by biosurfactants. Adv Colloid Interface Sci. 2021 Feb; 288: e102340.

13. Parthasarathi R, Mayakrishnan V, Natesan V, Akash K, Poonguzhali P, Ramamoorthy K, et al. *Serratia rubidaea* SNAU02-mediated biosurfactant production from cashew apple bagasse: A promising biotechnological strategy for environmental sustainability. Biocatal Agric Biotechnol. 2024 Jun; 58: e103158.

14. Hari A, Doddapaneni TRKC, Kikas T. Common operational issues and possible solutions for sustainable biosurfactant production from lignocellulosic feedstock. Environ Res. 2024 Jun; 251: e118665.

15. Cheng T, Liang J, He J, Hu X, Ge Z, Liu J. A novel rhamnolipid-producing *Pseudomonas aeruginosa* ZS1 isolate derived from petroleum sludge suitable for bioremediation. AMB Express. 2017 Dec 8; 7(1): e120.

16. Chang SE, Stone J, Demes K, Piscitelli M. Consequences of oil spills: a review and framework for informing planning. Ecol Soc. 2014; 19(2): art26.

17. Iqbal S, Khalid ZM, Malik KA. Enhanced biodegradation and emulsification of crude oil and hyperproduction of biosurfactants by a gamma ray-induced mutant of *Pseudomonas aeruginosa*. Lett Appl Microbiol. 1995 Sep; 21(3): 176-179.

18. Camilios Neto D, Meira JA, Araújo JM, Mitchell DA, Krieger N. Optimization of the production of rhamnolipids by *Pseudomonas aeruginosa* UFPEDA 614 in solid-state culture. Appl Microbiol Biotechnol. 2008 Dec 1; 81(3): 441-448.

19. Pele MA, Ribeaux DR, Vieira ER, Souza AF, Luna MAC, Rodríguez DM, et al. Conversion of renewable substrates for biosurfactant production by *Rhizopus arrhizus* UCP 1607 and enhancing the removal of diesel oil from marine soil. Electron J Biotechnol. 2019 Mar; 38: 40-8.

20. Santos SC. Biossurfactantes: potenciais agentes biorremediadores. CPROSP. 2019 Dec 30; 12(5): e1531.

21. Zeng Z, Liu Y, Zhong H, Xiao R, Zeng G, Liu Z, et al. Mechanisms for rhamnolipids-mediated biodegradation of hydrophobic organic compounds. Sci Total Environ. 2018 Sep; 634: 1-11.

22. Sánchez M, Laca A, Laca A, Díaz M. Cocoa Bean Shell: A by-product with high potential for nutritional and biotechnological applications. Antioxidants. 2023 Apr 28; 12(5): e1028.

23. Okiyama DCG, Soares ID, Cuevas MS, Crevelin EJ, Moraes LAB, Melo MP, et al. Pressurized liquid extraction of flavanols and alkaloids from cocoa bean shell using ethanol as solvent. Food Res Int. 2018 Dec; 114: 20–29.

24. Noordman WH, Janssen DB. Rhamnolipid stimulates uptake of hydrophobic compounds by *Pseudomonas aeruginosa*. Appl Environ Microbiol. 2002 Sep; 68(9): 4502-4508.

25. Zhao K, Li J, Yuan Y, Lin J, Wang X, Guo Y, et al. Nutrient factor-dependent performance of bacterial quorum sensing system during population evolution. Arch Microbiol. 2020 Oct 10; 202(8): 2181-2188.

26. Wei YH, Chou CL, Chang JS. Rhamnolipid production by indigenous *Pseudomonas aeruginosa* J4 originating from petrochemical wastewater. Biochem Eng J. 2005 Dec; 27(2): 146-154.

27. Pinto MH, Martins RG, Costa JAV. Avaliação cinética da produção de biossurfactantes bacterianos. Quim Nova. 2009; 32(8): 2104-2108.

28. Thaniyavarn J, Chongchin A, Wanitsuksombut N, Thaniyavarn S, Pinphanichakarn P, Leepipatpiboon N, et al. Biosurfactant production by *Pseudomonas aeruginosa* A41 using palm oil as carbon source. J Gen Appl Microbiol. 2006; 52(4): 215-222.

29. Araujo JS, Rocha JC, Filho MAO, Ribeiro VT, Vasconcelos LTCP, Araujo NK, et al. Production of rhamnolipids by *Pseudomonas aeruginosa* AP029-GLVIIA and application on bioremediation and as a fungicide. Biosci Biotechnol Res Asia. 2020 Sep 20; 17(03): 467-477.

30. Jiang J, Jin M, Li X, Meng Q, Niu J, Long X. Recent progress and trends in the analysis and identification of rhamnolipids. Appl Microbiol Biotechnol. 2020 Oct 26; 104(19): 8171-8186.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Estimativa do estoque volumétrico e acúmulo de biomassa e carbono em uma floresta ombrófila densa na Floresta Nacional de Carajás

Ana Paula Pinheiro Moraes[1,*]
https://orcid.org/0009-0008-2611-7166
* Contato principal

Sintia Valerio Kohle[r1]
https://orcid.org/0000-0002-8532-771X

Thais Silva Vieira[1]
https://orcid.org/0009-0008-6711-3591

Fernando da Costa Brito Lacerda[1]
https://orcid.org/0000-0002-9801-3680

Selma Lopes Goulart[1]
https://orcid.org/0000-0002-1324-4931

Ximena Mendes de Oliveira[1]
https://orcid.org/0000-0002-9887-7075

Deirilane Galvão de Moraes[1]
https://orcid.org/0000-0001-6790-4280

Paulo Jardel Braz Faiad[1]
https://orcid.org/0009-0005-4491-4896

[1] Universidade Federal Rural da Amazônia/UFRA, Parauapebas/PA, Brasil. <anapaulapmmoraes16@gmail.com, sintia.kohler@ufra.edu.br, thais.eng.florestal8486@gmail.com, fernando.lacerda@ufra.edu.br, selma.goulart@ufra.edu.br, ximena@ufra.edu.br, deirilane63@gmail.com.br>.

[2] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Brasil. <paulo.faiad@icmbio.gov.br>.

Recebido em 08/08/2024 – Aceito em 27/12/2024

Como citar:

Moraes APP, Kohler SK, Vieira TS, Lacerda FCB, Goulart SL, Oliveira XM de, Moraes G de, Faiad JB. Estimativa do estoque volumétrico e acúmulo de biomassa e carbono em uma floresta ombrófila densa na Floresta Nacional de Carajás. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 13-24. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2655.

Palavras-chave: Floresta Amazônica; distribuição diamétrica; equação alométrica; manejo florestal.

RESUMO – A quantificação do volume e biomassa de uma floresta é essencial para o manejo e uso sustentável dos recursos existentes. A biomassa auxilia na compreensão da dinâmica da floresta, permitindo obter estimativas do estoque de carbono, um serviço ecossistêmico imprescindível prestado pelas florestas. O objetivo do estudo foi estimar o estoque volumétrico, acúmulo de biomassa e carbono na Floresta Nacional de Carajás, em Parauapebas, Pará. Foram utilizados dados de inventário florestal contínuo, com 7 parcelas permanentes de 2.000 m², onde foram mensuradas a circunferência à altura do peito (CAP) e altura total das árvores pertencentes ao estrato arbóreo (DAP ≥ 10 cm) e regenerante (5 ≤ DAP < 10 cm). As estimativas de volume e biomassa foram obtidas utilizando equações alométricas e para obtenção do estoque de carbono, a biomassa foi multiplicada por 0,5. O maior acúmulo de volume, biomassa e carbono ocorreu na classe 95 cm de DAP, indicando que um menor número de árvores de grande porte, foram responsáveis pela maior quantidade do volume e biomassa acumulados. Para o componente arbóreo foi estimado um estoque volumétrico de 613,61 $m^3.ha^{-1}$, com 375,70 $t.ha^{-1}$ de biomassa e 187,85 $t.ha^{-1}$ de estoque de carbono. Para a regeneração, estimou-se uma biomassa de 23,73 $t.ha^{-1}$ e 11,86 $t.ha^{-1}$ de carbono estocado. Os resultados de biomassa e carbono mostraram-se superiores aos encontrados na literatura para regiões fitoecológicas semelhantes, evidenciando o grande acúmulo de carbono na vegetação florestal da Floresta Nacional de Carajás, sendo isso uma caraterística importante para a mitigação das mudanças climáticas.

CC BY NC ND

Estimation of volumetric stock and accumulation of biomass and carbon in a dense ombrophilous forest at Carajás National Forest

Keywords: Amazon Rainforest; diameter distribution; allometric equation; forest management.

ABSTRACT – The quantification of the volume and biomass of a forest is essential for the management and sustainable use of existing resources. Biomass helps in understanding forest dynamics, allowing for estimates of carbon stock, a crucial ecosystem service provided by forests. The objective of the study was to estimate the volumetric stock, biomass accumulation, and carbon in the Carajás National Forest, in Parauapebas, Pará. Data from continuous forest inventory were used, with 7 permanent plots of 2,000 m^2, where the circumference at breast height (CBH) and total height of the trees belonging to the arboreal stratum (DBH ≥ 10 cm) and regenerating stratum (5 ≤ DBH < 10 cm) were measured. Volume and biomass estimates were obtained using allometric equations, and to obtain the carbon stock, the biomass was multiplied by 0.5. The greatest accumulation of volume, biomass, and carbon occurred in the 95 cm DBH class, indicating that a smaller number of large trees were responsible for the majority of the accumulated volume and biomass. For the arboreal component, a volumetric stock of 613.61 $m^3.ha^{-1}$ was estimated, with 375.70 $t.ha^{-1}$ of biomass and 187.85 $t.ha^{-1}$ of carbon stock. For regeneration, biomass was estimated at 23.73 $t.ha^{-1}$ and carbon stock at 11.86 $t.ha^{-1}$. The biomass and carbon results were higher than those found in the literature for similar phytogeographic regions, highlighting the significant carbon accumulation in the vegetation of the Carajás National Forest, which is an important characteristic for climate change mitigation.

Estimación del stock volumétrico y acumulación de biomasa y carbono en un bosque ombrófilo denso en la Floresta Nacional de Carajás

Palabras llave: Selva Amazónica; distribución diamétrica; ecuación alométrica; manejo forestal.

RESUMEN – La cuantificación del volumen y biomasa de un bosque es esencial para la gestión y uso sostenible de los recursos existentes. La biomasa ayuda a comprender la dinámica del bosque, permitiendo obtener estimaciones del stock de carbono, un servicio ecosistémico crucial proporcionado por los bosques. El objetivo del estudio fue estimar el stock volumétrico, la acumulación de biomasa y carbono en la Floresta Nacional de Carajás, en Parauapebas, Pará. Se utilizaron datos de inventario forestal continuo, con 7 parcelas permanentes de 2.000 m^2, donde se midieron la circunferencia a la altura del pecho (CAP) y la altura total de los árboles pertenecientes al estrato arbóreo (DAP ≥ 10 cm) y regenerante (5 ≤ DAP < 10 cm). Las estimaciones de volumen y biomasa se obtuvieron utilizando ecuaciones alométricas y para obtener el stock de carbono, la biomasa se multiplicó por 0,5. La clase de 95 cm de DAP concentró la mayor acumulación de volumen, biomasa y carbono, indicando que pocos árboles grandes aportan la mayor proporción de estos valores. Para el componente arbóreo se estimó un stock volumétrico de 613,61 $m^3.ha^{-1}$, con 375,70 $t.ha^{-1}$ de biomasa y 187,85 $t.ha^{-1}$ de stock de carbono. Para la regeneración, se estimó una biomasa de 23,73 $t.ha^{-1}$ y 11,86 $t.ha^{-1}$ de carbono almacenado. Los resultados de biomasa y carbono superan los valores registrados en estudios de regiones fitoecológicas similares, destacando la gran acumulación de carbono en la vegetación forestal de la Floresta Nacional Carajás, característica importante para mitigar el cambio climático.

Introdução

Classificada como a maior floresta tropical úmida do mundo, a Floresta Amazônica possui uma grande biodiversidade de espécies animais e vegetais [1][2]. Composta por diferentes tipos de vegetação e composição florística, abrange tanto a riqueza de ecossistemas quanto de espécies [3][4].

A conservação, proteção e restauração das florestas nativas são fundamentais, visto sua importância na prestação de serviços ecossistêmicos que são imprescindíveis para a manutenção do

CC BY NC ND

planeta, sobretudo no sequestro e estocagem de carbono. A capacidade das árvores em acumular e armazenar em sua biomassa grandes quantidades de carbono desempenha relevante papel no atual cenário de discussões sobre mudanças climáticas [5][6]. Diante disso, a fomentação de estudos e análises sobre a cobertura florestal são necessários, visto que ainda são escassos e imprescindíveis para determinação de metodologias mais adequadas que garantam a conservação ambiental e promovam o aproveitamento sustentável dos recursos naturais [7].

Nas últimas décadas, os debates têm se intensificado acerca do crescente aumento do efeito estufa e consequentemente do aquecimento global. As atividades antrópicas constituem o principal fator agravante para tais aumentos, com a perda de cobertura vegetal nos ecossistemas florestais em virtude do desmatamento, o que proporciona grande fonte de emissão de CO2 para a atmosfera [6][8].

Visando mitigar esses efeitos, foi estabelecido o Protocolo de Quioto, um tratado internacional para controle da emissão de gases de efeito estufa (GEE) na atmosfera, considerado um marco nos esforços internacionais para o enfrentamento das mudanças climáticas [9]. Sua principal meta estabelecida foi a redução em 5% das emissões de gases de efeito estufa pelos países assinantes (maiores poluidores) durante o período de 2008 a 2012, que corresponde ao primeiro período do compromisso. O Protocolo entrou em vigor em fevereiro de 2005, e trouxe três mecanismos a fim de auxiliar os países desenvolvidos: Comércio de Emissões, Implementação Conjunta e Mecanismo de Desenvolvimento Limpo (MDL). Por meio do MDL, países em desenvolvimento, como o Brasil, podem implementar projetos que visem a sustentabilidade e a redução dos GEE, valorizando as florestas como grandes reservatórios de carbono, e utilizando-as como ferramentas essenciais nesses projetos [6][10].

Novos acordos foram firmados buscando fortalecer ainda mais a resposta dos países à ameaça da mudança do clima global, como o Acordo de Paris, assinado durante a Conferência das Partes (COP 21) em 2015, tornando-se mais abrangente, por envolver tanto os países desenvolvidos como os em desenvolvimento [11]. O acordo propôs metas parecidas na adoção de medidas de redução das emissões de GEE, como limitar o aumento da temperatura global em menos de 2°C e, preferencialmente, abaixo de 1,5°C, em relação aos níveis pré-industriais [12]. Os países assinantes criaram seus próprios compromissos, a partir de Contribuições Nacionalmente Determinadas (NDC), comprometendo-se em colaborar com a meta global de redução de emissões de gases do efeito estufa [11].

No Brasil, esses compromissos envolvem reduzir as emissões de gases de efeito estufa em 37% abaixo dos níveis de 2005 até 2025, além de zerar o desmatamento ilegal na Amazônia brasileira, compensar as emissões de gases de efeito estufa provenientes da supressão legal da vegetação, e restaurar e reflorestar 12 milhões de hectares de florestas, como metas até 2030. Essas metas são fundamentais e demonstram o importante papel do Brasil no contexto internacional de combate às mudanças climáticas, considerando a relevância da Amazônia como sumidouro de carbono [13].

Diante disso, torna-se fundamental a realização de estudos voltados para a quantificação do volume, biomassa e carbono estocados nas florestas, gerando, assim, uma base de dados essencial para o manejo e uso sustentável dos recursos existentes. Para que isso seja alcançado, é necessária a obtenção de estimativas precisas e confiáveis acerca desses estoques [8].

A mensuração dessas variáveis pode ser feita pelo método direto e indireto. O método direto, consiste na quantificação pelo modo destrutivo, no entanto, é oneroso e demanda muito tempo. No método indireto, a mensuração é feita utilizando dados de inventário florestal e equações alométricas, que utilizam o diâmetro medido a 1,30 m do solo (DAP) e altura total das árvores como variáveis independentes nas equações, tornando-se uma alternativa viável por não necessitar a derrubada de árvores, o que é vantajoso quando se trata de florestas nativas [5][14][15][16].

Considerando o exposto, este estudo teve como objetivo estimar, por meio de equações alométricas, o estoque volumétrico e o acúmulo de biomassa e carbono em uma floresta ombrófila densa na Floresta Nacional de Carajás, no município de Parauapebas, Pará.

Material e Métodos

O estudo foi desenvolvido na Floresta Nacional de Carajás (FLONA de Carajás), localizada no município de Parauapebas, no estado do Pará, cujas coordenadas são: 6º 01' 47" S, 50º 34' 54"O. A vegetação dessa área é composta majoritariamente por floresta ombrófila densa. O clima da região, segundo a classificação de Köppen, é "Awi", tropical

chuvoso com seca de inverno, caracterizado por um forte período de estiagem, coincidindo com o inverno do Hemisfério Sul, com precipitação média anual de 1.626 mm e temperatura média de 26 °C [17]. Nessa região são predominantes os solos pertencentes às classes cambissolos plínticos e neossolos litólicos, considerados rasos, de difícil manejo e suscetíveis à erosão [18].

Foram instaladas sete parcelas permanentes, com área de 2.000 m² e dimensões de 20 m x 100 m, totalizando 1,4 ha na região do Igarapé Bahia, na FLONA de Carajás (Figura 1). As parcelas foram alocadas de maneira aleatória, seguindo uma antiga estrada de acesso dentro da floresta, de forma a representar o gradiente de variação da região. Segundo Silva *et al.* [19], o processo de amostragem adotado é o mais indicado para instalação e medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia brasileira. Dentro dos limites das parcelas foram mensuradas a circunferência a altura do peito (CAP) (medida a uma altura de 1,30 m do solo) e altura total das árvores pertencentes ao estrato arbóreo (DAP ≥ 10 cm) e regenerante (5 cm ≤ DAP < 10 cm). Para a medição do CAP utilizou-se fita métrica e para as alturas, o hipsômetro digital Vertex IV. Foi realizada a identificação botânica a nível de espécie de todos os indivíduos das parcelas, com auxílio de um parabotânico.

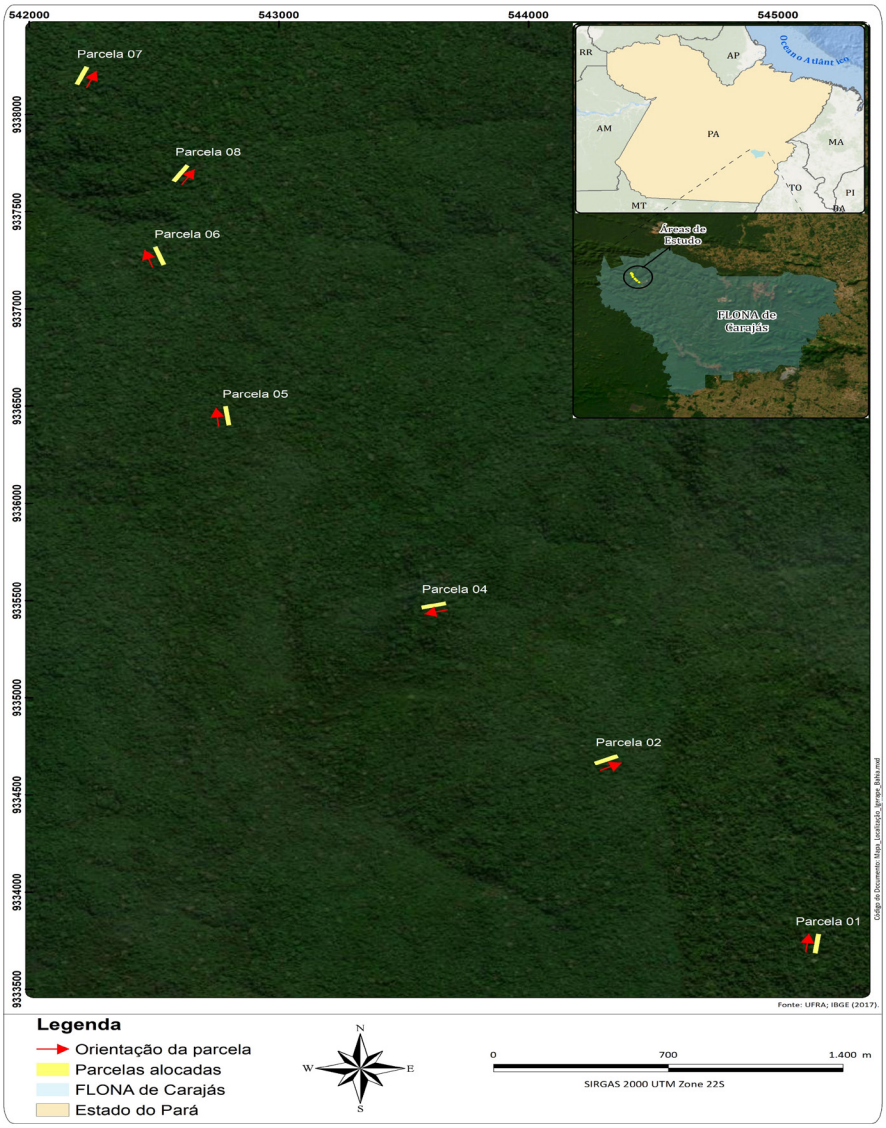


Figura 1 – Localização das parcelas permanentes alocadas na região do Igarapé Bahia, na Floresta Nacional de Carajás, Pará.

Os indivíduos amostrados foram classificados em dois estratos: estrato de regeneração, composto por indivíduos com DAP igual ou maior a 5 cm e inferior a 10 cm, conforme o critério de inclusão utilizado por Silva *et al.* [19]; e outro estrato formado por indivíduos com DAP igual ou superior a 10 cm, sendo um critério de inclusão amplamente utilizado por diversos autores [20][21][22] em estudos direcionados à quantificação de estoques de volume, biomassa e carbono na Floresta Amazônica.

A caracterização da estrutura diamétrica da floresta foi analisada por meio de uma distribuição diamétrica com amplitude de classes de 10 cm, esta informação permitiu compreender a estrutura da floresta e o padrão em que os estoques de volume, biomassa e carbono estão distribuídos.

O volume dos indivíduos amostrados no estrato arbóreo (DAP ≥ 10 cm) foi estimado a partir da equação volumétrica de Schumacher e Hall, desenvolvida por Rolim *et al.* [23], para dados provenientes da Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, no Pará. Essa equação foi selecionada, após pesquisa bibliográfica, por ter sido desenvolvida para uma área próxima e com características semelhantes a área do presente estudo. A equação ajustada apresentou coeficiente de determinação ajustado (R^2_{aj}) de 99,42%, erro padrão de estimativa (S_{yx}%) de 4,68% e não foram identificadas tendências nas estimativas por meio da análise gráfica dos resíduos.

$$V = 1{,}3332\ (DAP)^{2{,}0836}\ (h)^{0{,}7320}$$

Em que: V = volume (m^3); DAP = diâmetro a 1,30 m do solo (m); h = altura total (m).

A biomassa aérea dos indivíduos amostrados foi determinada a partir da equação desenvolvida por Higuchi et al. [24], utilizada em diversos trabalhos [25][26][27] direcionados a estudos que estimam a biomassa em formações florestais, apresentando coeficiente de determinação de 90% [24][8]. A equação também foi utilizada para estimar o acúmulo de biomassa presente no estrato regenerante (5 cm ≤ DAP < 10 cm) da floresta. Higuchi *et al.* [24], fornecem estimativas de biomassa para os indivíduos considerando seu peso úmido. Assume-se que o peso seco é cerca de 60% do peso úmido, conforme Castilho *et al.* [28], dessa forma, multiplicou-se os valores obtidos por 0,6 para fornecer estimativas de biomassa seca.

$$BA = [0{,}077 + 0{,}492\ DAP^2\ h]\ 0{,}6$$

Em que: BA = estoque de biomassa lenhosa da parte aérea ($t.ha^{-1}$); DAP = diâmetro a 1,30 m do solo (m); h = altura total (m).

O estoque de carbono da parte aérea lenhosa (estrato arbóreo e regenerante) foi determinado por meio da multiplicação das estimativas de biomassa pelo fator 0,5, levando em consideração a relação de 2:1 entre a biomassa e o estoque de carbono [8]. Para avaliar a precisão das estimativas, foram analisados os valores de desvio padrão e coeficiente de variação (CV), com o objetivo de avaliar a variabilidade dos dados e compreender sua dispersão em relação à média [29]. As análises estatísticas foram realizadas no Microsoft Excel 365 (Versão 2410 Build 16.0.18129.20100).

Resultados e Discussão

Foram contabilizados 622 indivíduos, distribuídos em 167 espécies arbóreas, pertencentes a 42 famílias botânicas. Obteve-se uma estimativa média de 444 árvores por hectare com DAP ≥ 10 cm, com área basal de 32,33 $m^2.ha^{-1}$ e altura total média igual a 19,6 m. Para a comunidade regenerante, foram amostrados 216 indivíduos, distribuídos em 97 espécies arbóreas, pertencentes a 31 famílias botânicas. Obteve-se uma estimativa média de 360 árvores por hectare, com área basal de 1,78 $m^2.ha^{-1}$ e altura total média igual a 10,4 m.

A análise da distribuição diamétrica, com intervalo de classes de 10 cm, conforme observado na Figura 2, demonstrou um padrão decrescente do número de indivíduos, em forma de 'J-invertido', em que o maior número de indivíduos se concentrou nas menores classes de diâmetro, sendo este comportamento, característico de florestas nativas [30]. A menor classe (5 cm) obteve a maior representatividade no povoamento com cerca de 44,76% do total dos indivíduos. Verifica-se que a maior classe de diâmetro (135 cm), possui uma baixa representatividade no povoamento (0,27%), com apenas dois indivíduos por hectare. Esse formato de distribuição demonstra que a floresta não sofreu grandes perturbações, e que um maior número de indivíduos nas classes iniciais indica uma comunidade com alta regeneração natural [22][31].

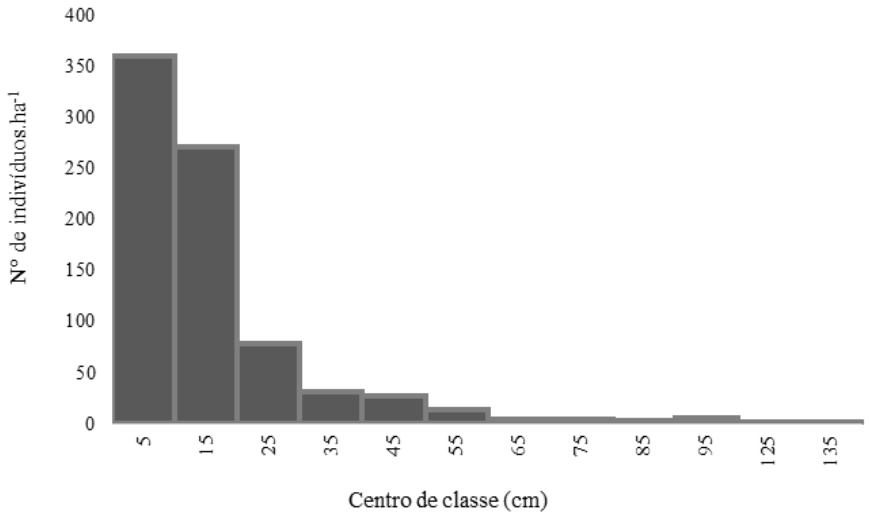


Figura 2 – Distribuição diamétrica para os indivíduos arbóreos de uma floresta ombrófila densa, em Parauapebas, Pará.

O volume total médio estimado para a área de estudo foi de 613,61, com desvio padrão de ± 137,07 $m^3.ha^{-1}$. Estudos que estimam o volume de florestas na Amazônia, para um DAP de inclusão de 10 cm, obtiveram valores inferiores. Por exemplo, Souza *et al.* [32], em floresta tropical úmida não explorada no estado do Amazonas, encontraram um volume de 360,67 ± 37,27 $m^3.ha^{-1}$. De forma semelhante, Silva *et al.* [21] estimaram um volume de 383,6 ± 32,7 $m^3.ha^{-1}$ em uma floresta densa de terra firme no bioma amazônico.

A maior quantidade de volume estimado para o povoamento em estudo, em comparação com os demais trabalhos, pode ser atribuída às possíveis variações fitofisionômicas e características específicas de cada área, apesar de ambas serem florestas densas, a diversidade das florestas tropicais é muito grande, dessa forma, elas podem possuir diferentes estágios de sucessão, de distribuição diamétrica e composição de espécies, influenciando na quantidade de volume de madeira presente [5]. A tipologia da área estudada, uma floresta ombrófila densa, caracteriza-se por apresentar elevados valores de biomassa e elevado volume de madeira [33][34][35]. Dentre as espécies que apresentaram maior estimativa de volume encontram-se *Erisma uncinatum Warm*. (99,27 $m^3.ha^{-1}$), *Copaifera duckei Dwyer* (52,95 $m^3.ha^{-1}$), e *Eschweilera bracteosa* (Poepp. ex O.Berg) Miers (50,45 $m^3.ha^{-1}$), que juntas somam 202,67 $m^3.ha^{-1}$.

A distribuição do volume por classe diamétrica (Figura 3) demonstra uma uniformidade deste estoque ao longo das classes iniciais (15 a 35 cm). No entanto, à medida que os diâmetros aumentam, observa-se um maior acúmulo no estoque volumétrico, com a classe de 95 cm obtendo o maior volume (108,21 $m^3.ha^{-1}$). Além disso, observa-se que (Figura 4), apesar de as parcelas estarem instaladas em uma mesma região, existe uma grande variação em relação à concentração de árvores de grande porte dentro dos limites das parcelas. As parcelas 1 e 2, caracterizaram-se por apresentar uma regeneração natural intensa e menor quantidade de árvores com diâmetros iguais ou superiores a 50 cm (7 $ind.ha^{-1}$). Comparativamente, as parcelas 3 a 7, possuem uma frequência maior de indivíduos com diâmetros iguais ou superiores a 50 cm (29 $ind.ha^{-1}$).

Esse comportamento pode resultar no elevado valor de desvio padrão para o volume estimado (137,07 $m^3.ha^{-1}$) e o alto coeficiente de variação (23,36%). Conforme Gomes [36], valores de coeficiente de variação entre 20 e 30%, indicam uma alta dispersão dos resultados em relação à média. As medidas de dispersão observadas neste estudo foram influenciadas pelas características típicas de uma floresta tropical, que apresenta alta diversidade de espécies e indivíduos com diferentes estágios de crescimento [30].

CC BY NC ND

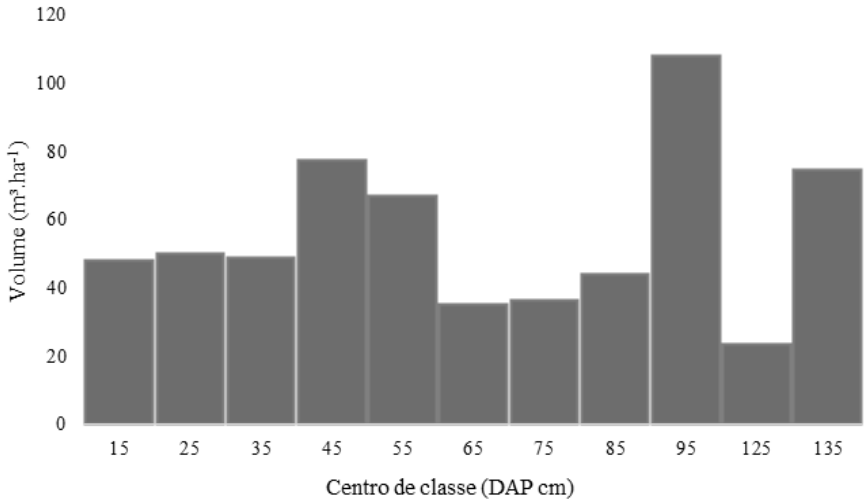


Figura 3 – Distribuição de volume (m³.ha-1) por classe diamétrica para os indivíduos arbóreos de uma floresta ombrófila densa, em Parauapebas, Pará.

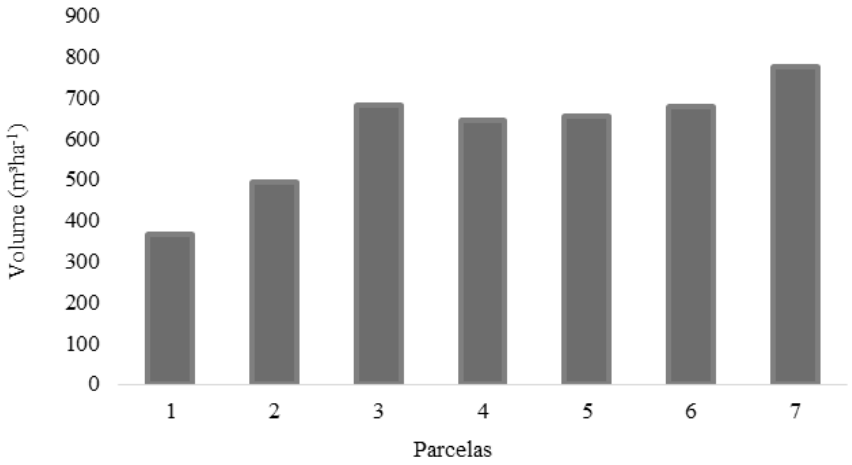


Figura 4 – Distribuição de volume (m³.ha-1) por parcela, para os indivíduos arbóreos de uma floresta ombrófila densa, em Parauapebas, Pará.

A biomassa aérea total estimada para a floresta foi de 375,70 ± 82,18 t.ha-1. O resultado obtido neste estudo é semelhante a outros estudos realizados utilizando equações alométricas na Amazônia, como o realizado por Salomão [37] sobre vegetação de floresta primária na Amazônia Oriental, que obteve estimativas de biomassa aérea de 388 t.ha-1 e por Castilho *et al.* [28] em floresta de terra firma que obteve valor médio de 328 ± 41,9 t.ha-1. Em trabalho realizado por Santos *et al.* [38] em floresta ombrófila densa em duas áreas de pesquisa na FLONA Tapajós, calculou-se um valor de biomassa seca inferior aos deste estudo, variando entre 298,11 ± 29,40 (área 1) a 248,92 ± 61,78 t.ha-1 (área 2).

O estoque de carbono total foi estimado em 187,85 ± 41,09 t.ha-1. Outros valores obtidos em trabalhos na Amazônia, para árvores com o DAP ≥ 10 cm, foram inferiores ao verificado neste estudo, como os de Silva *et al.* [21] em estudo de floresta densa de terra-firme no Amazonas, que obteve estoque de carbono variando entre 158,7 ±13,3 a 165,4 ±12,9 t.ha-1, e Pimentel *et al.* [39], que estimou o carbono obtido após a conversão da biomassa em 148,69 t.ha-1, em uma floresta de terra firme na região metropolitana de Belém, no estado do Pará.

As estimativas do presente estudo denotam a importância das árvores de grande porte, no que se refere aos estoques de carbono presentes na floresta, pois, apesar da abundância de indivíduos na classe

de 15 cm, a grande contribuição no acúmulo de biomassa e carbono ocorreu na classe diamétrica de 95 cm, indicando que um menor número de árvores (6 ind.ha^{-1}), foram responsáveis pela maior quantidade de biomassa e carbono acumulados. Esse padrão é refletido no elevado coeficiente de variação (42,37%) encontrado para ambos os estoques, evidenciando a diferença significativa que existe na contribuição de biomassa e carbono entre as classes de diâmetro (Figura 5).

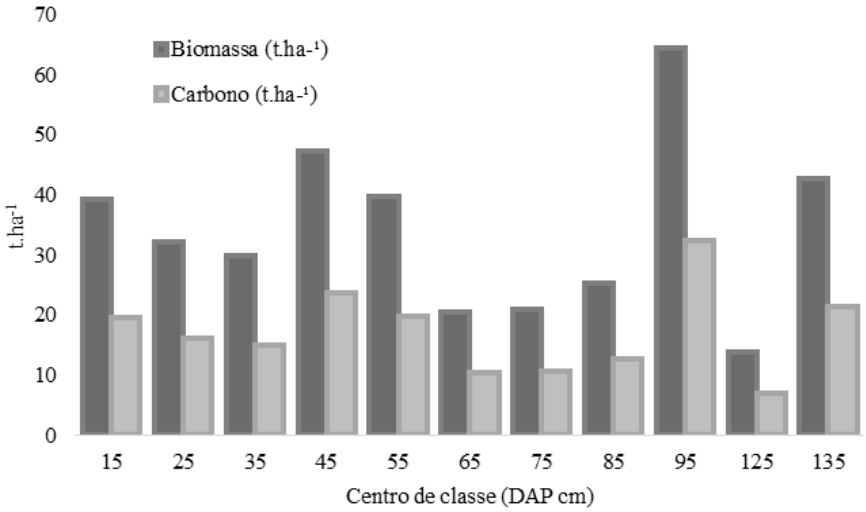


Figura 5 – Distribuição de biomassa e carbono (t.ha^{-1}) por classe diamétrica para os indivíduos arbóreos de uma floresta ombrófila densa, em Parauapebas, Pará.

A quantidade de biomassa acumulada está fortemente correlacionada com o acúmulo da área basal desses indivíduos, além de exercer influência direta no porte das árvores e no potencial da floresta, uma maior área basal pode resultar em maiores valores de biomassa e possivelmente ótimos teores de carbono estrutural presentes na floresta, sendo este um indicativo importante quando se trata de uma abordagem sustentável desses locais como sumidouros de carbono [40][41].

Quando abatidos ou mortos, indivíduos pertencentes às maiores classes, representam um déficit importante nos estoques presentes na floresta, devido possuírem ciclo de vida longo e incremento lento, e deste modo, a recuperação desses estoques pode demorar muitos anos [38]. Além disso, esses indivíduos desempenham um papel chave para o funcionamento do ciclo do carbono, pois detêm a maior parte da biomassa acumulada, como também exercem influência no funcionamento da floresta e nos processos ecossistêmicos como a regulação de luz, água e nutrientes no solo [42][43].

Nesse contexto, as atividades ilegais ou que não possuem planejamento adequado segundo as premissas do manejo florestal sustentável, podem representar uma séria ameaça ao estoque de carbono da floresta, devido à exploração seletiva dos indivíduos com maiores diâmetros, que por sua vez, são os principais responsáveis pelo acúmulo de carbono [44][45]. Portanto, é evidente a necessidade do aprimoramento de práticas de manejo florestal sustentáveis, buscando a obtenção de benefícios econômicos, sociais e ambientais, de forma racional, respeitando o ecossistema, e que vise mitigar os impactos da degradação florestal e garantir a sustentabilidade das florestas tropicais a longo prazo [46].

A realização de pesquisas e estudos relacionados a estimativas de biomassa e carbono, segundo Higuchi *et al.* [24], contribuem de forma significativa na avaliação das atividades de manejo florestal, no que se refere ao monitoramento da exportação de nutrientes após a exploração florestal, contribuindo assim, para a diminuição os impactos negativos que podem ser gerados por essa atividade.

Para o componente regenerante foi estimado uma biomassa de 23,73 ± 3,36 t.ha^{-1}, valor inferior ao encontrado por Higuchi [47], em estudo realizado em sete sub-regiões de florestas maduras de terra firme do estado do Amazonas, que obteve estimativa média de biomassa de 34,7 ± 3,6 t.ha^{-1} , para indivíduos com diâmetros entre 5 e 10 cm. Para o estoque de carbono, estimou-se 11,86 ± 1,68 t.ha^{-1}, este valor foi inferior ao estimado por Luna [48] para a regeneração natural de uma floresta manejada no estado do Amazonas, que quantificou um estoque de carbono médio de 13,02 ± 2,1 t.ha^{-1}. Possivelmente, esta diferença ocorreu devido a influência do manejo sobre a regeneração natural da floresta.

A quantificação da biomassa aérea presente no estrato regenerante possui grande relevância para compreender e avaliar a dinâmica de uma floresta [48]. Segundo Romero [49], os indivíduos que compõem a regeneração podem contribuir para o sequestro de carbono, potencializando assim o papel imprescindível das florestas como sumidouros de CO2. Além disso, quando os indivíduos selecionados são retirados no processo de extração da madeira, o componente regenerante contribui compensando a perda desse acúmulo, contribuindo assim, na recuperação ao longo dos anos desses estoques em áreas manejadas.

Conclusão

A estimativa de volume médio para a área estudada foi de 613,61 $m^3.ha^{-1}$, com alta variação (CV de 23,36%) entre as parcelas amostradas.

A estimativa média de biomassa foi de 375,70 $t.ha^{-1}$ com um estoque de carbono estimado em 187,85 $t.ha^{-1}$.

Os estoques de biomassa e carbono presentes na floresta apresentaram elevada variação (CV de 42,37%) quando distribuídos por classes de diâmetro. O maior acúmulo dos respectivos estoques foi observado nos indivíduos pertencentes à classe de 95 cm de diâmetro (árvores de grande porte da floresta), evidenciando a importância desses indivíduos para os processos ecossistêmicos, como o ciclo do carbono.

Os resultados desta pesquisa reforçam a importância de estudos direcionados à quantificação dos estoques de biomassa e carbono presentes nas florestas, os quais contribuem para o manejo florestal sustentável destas áreas e para o desenvolvimento de políticas públicas, como projetos de crédito de carbono, que incentivam a conservação da floresta em pé. Além disso, ressalta-se o importante papel da Floresta Amazônica para a mitigação das mudanças climáticas.

Agradecimentos

A Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), ao Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) pelo apoio durante a realização do projeto e a Fundação Amazônia de Amparo a Estudos e Pesquisas (FAPESPA) pela concessão da bolsa de estudos.

Referências

1. Piva LRO, Sanquetta CR, Wojciechowski J, Corte APD. Fitossociologia em comunidades florestais do projeto RADAMBRASIL no bioma Amazônia. BIOFIX Scientific Journal, 2020; 5(2): 264-271. doi: dx.doi.org/10.5380/biofix.v5i2.73668

2. Steege H, Vaessen RW, Cárdenas-López C, Sabatier D, Antonelli A, De Oliveira SM, *et al.* A descoberta da flora arbórea da Amazônia com uma lista atualizada de todos os taxa arbóreos conhecidos. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais, 2016; 11(2): 231-261. doi: http://dx.doi.org/10.1038/srep29549

3. Barbieri E. A Amazônia e a sustentabilidade da sua biodiversidade. Revista Relicário. [Internet]. 2019 [citado em 23 maio de 2024]; 6: 107-126. Disponível em: https://revistarelicario.museudeartesacrauberlandia.com/index.php/relicario/article/view/140/129

4. Barbieri E. Biodiversidade: Capitalismo Verde ou Ecologia Social. São Paulo: Editora Cidade nova; 1998.

5. Watzlawick LF, Lisboa GS, França LCJ, Stepka TF, Longhi RV, Marangon GP, *et al.* Modeling of biomass and stored carbon in a seasonal semidecidual forest in Brazil. Annals of the Brazilian Academy of Sciences. [Internet]. 2023 [cited 2024 Jul 02]; 95: 4. Disponível em: https://www.scielo.br/j/aabc/a/RTdfvsXgghVpZygj4JKqyVJ/#

6. Ribeiro SC, Jacovine LAG, Soares CPB, Martins SV, De Souza AL, Nardelli AMB. Quantificação de biomassa e estimativa de estoque de carbono em uma floresta madura no município de Viçosa, Minas Gerais. Revista Árvore. [Internet]. 2009 [citado em 25 maio de 2024]; 33: 917-926. Disponível em: https://www.scielo.br/j/rarv/a/Q3tRFTCj7XrLYkcy9JqNDzG/?format=pdf&lang=pt

7. Ahmad A, Mirza SN, Nizami SM. Assessment of biomass and carbon stocks in coniferous forest of Dir Kohistan, KPK. Pakistan Journal of Agricultural Sciences. [Internet]. 2014 June [citado em 03 fev. 2024]; 51: 345- 350. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/262336994_Assessment_of_biomass_and_carbon_stocks_in_coniferous_forest_of_Dir_Kohistan_KPK

8. Coelho MCB, De Souza MVR, Santana TTC, Ramos YA, Erpen ML. Estoque de volume, biomassa e carbono aéreo de comunidade arborea em aréa de pos exploração florestal. Enciclopedia Biosfera, 2022; 19(41): 128-137. doi: 10.18677/EnciBio_2022C12

9. Bittencourt SRM, Busch SE, Da Cruz MR. O Mecanismo de desenvolvimento limpo no Brasil [Internet]. 2018 [citado em 18 fev. de 2024]. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/bitstream/11058/9474/1/O%20Mecanismo.pdf

10. Ministério do meio ambiente (MMA) [homepage na internet]. Protocolo de Quioto [acesso em 10 maio 2024]. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/protocolo-de-quioto.html.

11. O que foi o Protocolo de Quioto e o que é o Acordo de Paris? [homepage na internet]. Prateleira Ambiental | Portal de Educação Ambiental. [acesso em 16 out 2024]. Disponível em: https://semil.sp.gov.br/educacaoambiental/prateleira-ambiental/o-que-foi-o-protocolo-de-quioto-e-o-que-e-o-acordo-de-paris/

12. Ministério do meio ambiente (MMA) [homepage na internet]. Acordo de Paris [acesso em 16 out 2024]. Disponível em: https://antigo.mma.gov.br/clima/convencao-das-nacoes-unidas/acordo-de-paris.html

13. Câmara G, Simões R, Ruivo HM, Andrade PR, Scarabello M, Costa W, *et al.* Desafios do cumprimento da NDC brasileira no bioma Amazônia. Revista CEBRI. [Internet]. 2022 [citado em 18 out. de 2024]. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/1149925/1/AP-Desafios-NDC-2022.pdf

14. Brown S. Estimativa de biomassa e mudança de biomassa de florestas tropicais: um manual. [Internet]. 1997 [citado em 05 fev. de 2024] 134: 55. Disponível em: https://www.fao.org/4/w4095e/w4095e00.htm

15. Balbinot R, Trautenmüller JW, Caron BO, Breunig FM, Borella J, Carvalho RR. Modelling of allometric equations for biomass estimate in deciduous forest. Floresta, 2019; 49(1): 143-154. doi: http://dx.doi.org/10.5380/rf.v49i1.58490

16. Cardoso DJ, Parron LM, Franciscon L. Carbono de biomassa em floresta nativa e sistemas florestais como indicador de serviços ambientais In: Parron LM, Garcia JR., De Oliveira EB, Brown GG, Prado RB. Serviços ambientais em sistemas agrícolas e florestais do Bioma Mata Atlântica. [Internet]. Brasília, DF: Embrapa; 2015 [citado em 2 jun. de 2024]. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/131969/1/Livro-Servicos-Ambientais-Embrapa.pdf

17. Da Costa RF, Souza PF, Silva Júnior JA, Da Costa ACL, Rodrigues HJB. Como os sistemas oceano-atmosfera influenciam na redução das chuvas em Parauapebas, Pará. Anais do XX Congresso Brasileiro de Meteorologia; 27-30 nov 2018; Maceió, AL. p. 827-833.

18. Dos Santos HG, Jacomine PKT, Dos Anjos LHC, De Oliveira VA, Lumbreras JF, Coelho MR *et al.* Sistema Brasileiro de Classificação de Solos. 5. ed. revista e ampliada [Internet]. Brasília, DF: Embrapa; 2018 [citado em 2 fev. de 2024]. Disponível em: https://www.agroapi.cnptia.embrapa.br/portal/assets/docs/SiBCS-2018-ISBN-9788570358004.pdf

19. Silva JNM, Lopes JCA, De Oliveira LC, Da Silva SMA, De Carvalho JOP, Costa DHM *et al.* Diretrizes para instalação e Medição de parcelas permanentes em florestas naturais da Amazônia Brasileira. Belém, PA: Embrapa, Amazônia Oriental, 2005. [citado em 17 nov. de 2024]. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/205499/1/Diretrizes-para-instalacao-e-medicao-de.pdf

20. Carim MJV, Florian Karl Wittmann FK, Piedade MTF, Guimarães JRS, Tostes LCL. Estimativa de biomassa lenhosa acima do solo ao longo do gradiente inundável de várzea e igapó na Amazônia oriental, Estado do Amapá. Biota Amazônia, 2018; 8(1): 29-33. doi: http://dx.doi.org/10.18561/2179-5746/biotaamazonia.v8n1p29-33

21. Da Silva KE, De Souza CR, De Azevedo CP, Rossi LMB. Dinâmica florestal, estoque de carbono e fitossociologia de uma floresta densa de terra-firme na Amazônia Central. Scientia Forestalis, 2015; 43(105): 193-201 [Internet]. 2015 [citado em 22 mai. de 2024]; 43: 193-201. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/132874/1/cap19.pdf

22. Aguiar DR, Gama JRV, Beldini TP. Estoque de carbono por grupo ecológico na Floresta Nacional do Tapajós. Revista Espacios. [Internet]. 2017 [citado em 20 mar. de 2024]; 38: 21-34. Disponível em: https://www.revistaespacios.com/a17v38n32/a17v38n32p21.pdf

23. Rolim SG, Do Couto HTZ , De Jesus RM, França JT. Modelos volumétricos para a floresta nacional do Tapirapé-aquirí, Serra dos Carajás (PA). Acta Amazonica. [Internet]. 2006 [citado em 10 fev. de 2024]; 36: 107-114. Disponível em: https://www.scielo.br/j/aa/a/NKzvYnwyVTDsFmw9wRRgb5K/?format=pdf&lang=pt

24. Higuchi N, Dos Santos J, Ribeiro RJ, Minette L, Biot Y. Biomassa da parte aérea da vegetação da floresta tropical úmida de terra-firme da Amazônia brasileira. Acta Amazonica. [Internet]. 1998 [citado em 12 fev. de 2024]; 28: 153-166. Disponível em: https://www.scielo.br/j/aa/a/vk3TPF6vZPXpvvdqCN7Y3WF/?format=pdf&lang=pt

25. De Bessa NGF, Pereira MAB, Ferraz V, Poletto KQ, Chagas Júnior AF, Alves A. Antimicrobial activity and medicinal biomass of *Siparuna guianensis* in Brazilian Cerrado forest, a global hotspot. Journal of Medicinal Plants Research, 2015; 9(37): 968-980. doi: 10.5897/JMPR2015.5884

26. Coelho MCB, Goergen SF, Condessa F, Ataide YSB, Erpen ML. Indicadores florísticos, fitossociológicos e de produtividade em área nativa de cerrado. Enciclopedia Biosfera, 2017; 14(25): 13-25. doi: 10.18677/EnciBio_2017A62

27. Coelho MCB, Limeira MMC, Erpen ML, Barilli J, Giongo M, De Menezes MP, *et al.* Biomassa, carbono e necromassa em formações savânicas e florestais. Revista Caribeña de Ciencias Sociales, 2023; 12(6): 2613-2639. doi: 10.55905/rcssv12n6-009

28. Castilho CV, Magnusson WE, De Araújo RNO, Luizão RCC, Luizão FJ, Lima AP, Higuchi N. Variation in aboveground tree live biomass in a central Amazonian Forest: Effects of soil and topography. Forest ecology and management, 2006; 234(1-3): 85-96. doi: 10.1016/j.foreco.2006.06.024

29. Do Amaral AM, Muniz JA, De Souza M. Avaliação do coeficiente de variação como medida da precisão na experimentação com citros. Pesquisa Agropecuária Brasileira. [Internet]. 1997 [citado em 16 nov. de 2024]; 32 (12): 1221-1225. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/47155/1/AVALIACAO-DO-COEFICIENTE-DE-VARIACAO-COMO-MEDIDA-DA-PRECISAO.pdf

30. Lima JPC, Leão JRA. Dinâmica de crescimento e distribuição diamétrica de fragmentos de florestas nativa e plantada na Amazônia Sul Ocidental. Floresta e Ambiente, 2013; 20: 70-79. doi: http://dx.doi.org/10.4322/floram.2012.065

31. Hess AF, Calgarotto AR, Pinheiro R, Wanginiak TCR. Proposta de manejo de *Araucaria angustifolia* utilizando o quociente de Liocourt e análise de incremento, em propriedade rural no município de Lages, SC. Pesquisa Florestal Brasileira, 2010; 30(64): 337-345. doi: 10.4336/2010.pfb.30.64.337

32. De Souza CR, De Azevedo CP, Rossi LMB, Da Silva KE, Dos SANTOS J, Higuchi N. Dinâmica e estoque de carbono em floresta primária na região de Manaus/AM. Acta Amazonica. [Internet]. 2012 [citado em 20 mai. de 2024]; 42: 501-506. Disponível em: https://www.scielo.br/j/aa/a/FSh4LVRYsWhwsYWBqcRYxMr/?format=pdf&lang=pt

33. Salomão RP, Rosa NA, Morais KAC. Dinâmica da regeneração natural de árvores em áreas mineradas na Amazônia. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi-Ciências Naturais, 2007; 2(2): 85-139. doi: https://doi.org/10.46357/bcnaturais.v2i2.707

34. Salomão RP, Rosa NA, Matos AH. Aptidão ecológica de espécies arbóreas amazônicas para a recuperação de áreas degradadas pela mineração de bauxita, Porto Trombetas, município de Oriximiná, Pará - 1ª aproximação. In: Simpósio nacional de recuperação de áreas degradadas, v. 4, 2000.

35. Radambrasil. Levantamento de recursos naturais. In: FOLHA SA.21-SANTARÉM [Internet]. Rio de Janeiro: O Projeto; 1976. [citado em 2 jun. de 2024]. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv24027.pdf

36. Gomes, FP. Curso de Estatística Experimental. Piracicaba: Livraria Nobel; 1987.

37. Salomão RP. Estimativas de biomassa e avaliação do estoque de carbono da vegetação de florestas primárias e secundárias de diversas idades (capoeiras) na Amazônia Oriental, município de Peixe-boi, Pará. Dissertação de Mestrado, UFPA/MPEG, Belém-PA; 1994. 53 f.

38. Santos F, Camargo PB, De Oliveira Junior RC. Estoque e dinâmica de biomassa arbórea em Floresta Ombrófila Densa na Flona Tapajós: Amazônia Oriental. Ciência Florestal, 2018; 28(3): 1049-1059. doi: https://doi.org/10.5902/1980509833388

39. Pimentel ENB, De Paula MT, Viana JH. Florística, fitossociologia, estimativa de biomassa e sequestro de carbono em uma floresta de terra firme no Parque Ecológico de Gunma, Santa Bárbara, Pará, Brasil. Scientia Plena, 2024; 20(2): 1-14. doi: 10.14808/sci.plena.2024.022402

40. Cardoso DJ, Garrastazú MC, De Lacerda AEB, Fiorucci LH, Zanatta JA, Higa RCV, *et al.* Estoque de biomassa arbórea em remanescentes de Floresta Ombrófila Mista e área de transição: inferências sobre estágio sucessional. [Internet]. Embrapa Florestas. 2018. [citado em 16 jul. de 2024]. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/182144/1/Livro-Doc-319-1543-final.pdf

41. Da Silva WFM, Ferreira RLA, Cardoso Junior RC, De Sousa KSM, Maciel JCO. Capacidade produtiva de biomassa fresca em uma área de manejo florestal no oeste do Pará. Brazilian Journal of Development, 2022; 8(8): 58696-58710. doi: https://doi.org/10.34117/bjdv8n8-249

42. Bastin JF, Rutishauser E, Kellner JR, Saatchi S, Pélissier R, Hérault B, *et al.* Pan-tropical prediction of forest structure from the largest Trees. Ecologia Global e Biogeografia, 2018; 27(11): 1366-1383. doi: 10.1111/geb.12803

43. Pinho BX, Peres CA, Leal IR, Tabarelli M. Papel crítico e colapso das megaárvores tropicais: um recurso global chave. Avanços na pesquisa ecológica, 2020; cap. 62(7): 263-294. doi: https://doi.org/10.1016/bs.aecr.2020.01.009

44. Andrade AS, Narvaes IS, Pinheiro PFV, Brandão VVP, Braga TGM, *et al.* Dinâmica da degradação florestal em oito municípios da região nordeste do Pará. In: Pontes AN, Do Rosário AS. Ciências ambientais: climatologia, geotecnologias, mineração e estudos de monitoramento. Belém: EDUEPA; 2020. p 34-56. [citado em 09 jul. de 2024]. Disponível em: https://paginas.uepa.br/eduepa/wp-content/uploads/2020/12/amb_cl-geo-min.pdf

45. Thompson ID, Guariguata MR, Okabe K, Bahamondez C, Nasi R, Heymell V, *et al.* An operational framework for defining and monitoring forest degradation. Ecology and Society, 2013; 18(2). doi: http://dx.doi.org/10.5751/ES-05443-180220

46. Presidência da República (Brasil). Lei complementar no 12.651, de 25 de maio de 2012. Institui o novo código florestal brasileiro. [Internet]. Diário Oficial da União. 2012 mai. 25 [citado em 23 nov. de 2024]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2011-2014/2012/lei/l12651.htm

47. Higuchi FG. Dinâmica de volume e biomassa da floresta de terra firme do Amazonas. Tese (Doutorado em ciências agrárias), UFPR, Curitiba-PR; 2015. 207 f.

48. Luna ER. Dinâmica do carbono na regeneração natural em uma floresta manejada na Amazônia: estudo de caso Mil Madeiras Preciosas. Dissertação (Mestrado em ciências agrárias), UFAM/ PPGCIFA, Manaus-AM; 2021. 63 f.

49. Romero FMB. Contribuição do manejo sustentável em floresta do bioma amazônico para minimização de gases de efeito estufa. Tese (Doutorado em ciências florestais), UFV, Viçosa-MG; 2018. 91 f.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Efeito das perturbações antrópicas sobre a biodiversidade de liquens em uma floresta ripária na Amazônia Oriental

Raul César Silva Barros[1,*]
https://orcid.org/0009-0006-3381-0167
* Contato principal

Murilo Gabriel da Silva Chaves[1]
https://orcid.org/0009-0003-9796-3435

Joane de Almeida Alves[1]
https://orcid.org/0009-0002-1821-9206

Eduardo Silva do Nascimento Albuquerque[1]
https://orcid.org/0009-0006-4794-8984

Lucas Mariano de Siqueira Pimentel[1]
hhttps://orcid.org/0009-0003-8225-1144

Anna Catharina dos Santos da Silva[1]
https://orcid.org/0000-0003-1317-6489

André Vinicius Alves Nava[1]
https://orcid.org/0009-0009-2219-2051

Flavia Karoliny Araújo dos Santos[1]
https://orcid.org/0009-0009-3774-6352

Felipe Fernando da Silva Siqueira[1]
https://orcid.org/0000-0003-2634-2247

[1] Faculdade de Ciências Biológicas/FACBIO, Instituto de Estudos em Saúde e Biológicas/IESB da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará/ Unifesspa, Marabá/PA, Brasil. <rauleubiologo@gmail.com, murilochaves033@gmail.com, joaneaa@unifesspa.edu.br, eduardoalbuquerque677@gmail.com, lelspim@gmail.com, annacatharinasilvabio@gmail.com, andreviniciusalves15@gmail.com, flaviakarolinyaraujo56@gmail.com, felipe.uast@gmail.com>

Recebido em 29/08/2024 – Aceito em 08/01/2025

Como citar:

Barros RCS, Chaves MGS, Alves JA, Albuquerque ESN, Pimentel LMS, Silva ACS, Nava AVA, Santos FKA, Siqueira FFS. Efeito das perturbações antrópicas sobre a biodiversidade de liquens em uma floresta ripária na Amazônia Oriental. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 25-35. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2671

Palavras-chave: Bioindicadores; fungos; conservação.

RESUMO – As perturbações antrópicas ocasionam redução na diversidade da fauna e flora, nos serviços ecossistêmicos e mudanças na qualidade ambiental (atmosfera, solo e aquática). Os liquens são reconhecidos por serem bioindicadores de qualidade ambiental. Alterações na estrutura da comunidade liquênica como frequência, cobertura, diversidade e vitalidade das espécies estão relacionadas com a concentração de poluentes na atmosfera. O objetivo deste estudo é analisar a abundância e diversidade de liquens em uma área de floresta ripária na Amazônia Oriental. Para as análises, foram designadas três áreas com diferentes níveis de estresse ecológico (desmatamento), caracterizadas como: alta, média e baixa perturbação antrópica. Para cada *habitat* foram utilizados três pontos quadrantes com um intervalo de 20 m de distância. A amostragem ocorreu no tronco das árvores em uma área igual a 1 m dentro de cada quadrante. Na área com alta perturbação foram encontrados 205 liquens e 4 morfotipos, enquanto na área de média perturbação 407 liquens e 5 morfotipos. Por fim, na área de menor perturbação foram encontrados 906 liquens com 8 morfotipos. O morfotipo mais frequente nas três áreas foi o crostoso verde. A área de baixa perturbação antrópica apresentou maior abundância de liquens. Não foi encontrada diferença entre a riqueza de morfotipos, apenas entre as composições dos morfotipos nas comunidades. Portanto, conclui-se que a área de baixa perturbação apresentou a maior abundância de liquens, sendo indicativo de área de alta qualidade ambiental.

Effect of anthropogenic disturbances on lichen biodiversity in a riparian forest in the Eastern Amazon

Keywords: Bioindicators; fungi; conservation.

ABSTRACT – Anthropogenic disturbances cause reductions in the diversity of fauna and flora, ecosystem services and changes in environmental quality (atmosphere, soil and water). Lichens are recognized as bioindicators of environmental quality. Changes in the structure of the lichen community such as frequency, coverage, diversity and vitality of species are related to the concentration of pollutants in the atmosphere. The objective of this study is to analyze the abundance and diversity of lichens in an area of riparian forest in the Eastern Amazon. For the analyses, three areas with different levels of ecological stress (deforestation) were designated, characterized as: high, medium and low anthropic disturbance. For each habitat, three quadrant points with an interval of 20 meters were used. Sampling occurred on the trunk of the trees in an area equal to 1 meter within each quadrant. In the area with high disturbance, 205 lichens and 4 morphotypes were found, while in the area of medium disturbance, 407 lichens and 5 morphotypes. Finally, in the area of least disturbance, 906 lichens with 8 morphotypes were found. The most frequent morphotype in the three areas was green crustose. The area of low anthropogenic disturbance showed a greater abundance of lichens. No difference was found between the richness of morphotypes only between the compositions of the morphotypes in the communities. Therefore, it is concluded that the area of low disturbance showed the greatest abundance of lichens, indicating an area of high environmental quality.

Efecto de las perturbaciones antropogénicas sobre la biodiversidad de liquenes en un bosque ribereño de la Amazonia Oriental

Palabras clave: Bioindicadores; hongos; conservación.

RESUMEN - Las perturbaciones humanas provocan una reducción en la diversidad de la fauna y la flora, los servicios ecosistémicos y cambios en la calidad ambiental. Los líquenes son reconocidos como bioindicadores de la calidad ambiental. Los cambios en la estructura de la comunidad de líquenes como la frecuencia, cobertura, diversidad y vitalidad de las especies están relacionados con la concentración de contaminantes en la atmósfera. El objetivo de este estudio es analizar la abundancia y diversidad de líquenes en una zona de bosque ribereño de la Amazonía Oriental. Para los análisis se designaron tres áreas con diferentes niveles de estrés ecológico (deforestación), caracterizados como: alta, media y baja perturbación antropogénica. Para cada hábitat se utilizaron tres puntos de cuadrantes separados por 20 metros. El muestreo se realizó sobre los troncos de los árboles en un área igual a 1 metro dentro de cada cuadrante. En la zona de alta perturbación se encontraron 205 líquenes y 4 morfotipos, mientras que en la zona de media perturbación se encontraron 407 líquenes y 5 morfotipos. Finalmente, en la zona menos perturbada se encontraron 906 líquenes con 8 morfotipos. El morfotipo más común en las tres zonas fue el crustoso verde. La zona de baja perturbación antropogénica tuvo mayor abundancia de líquenes. No se encontró diferencia entre la riqueza de morfotipos sólo entre las composiciones de morfotipos en las comunidades. Por lo tanto, se concluye que la zona de baja perturbación tuvo la mayor abundancia de líquenes, indicando que tiene alta calidad ambiental.

Introdução

Desde sempre, a humanidade utiliza recursos naturais para sobreviver; no entanto a partir da Revolução Industrial, em 1760, o uso intensivo desses recursos aumentou drasticamente, causando alterações significativas na estrutura dos ecossistemas [1]. Esse uso inadequado dos recursos naturais, conhecido como perturbações antrópicas, causa alterações na regulação do clima, na qualidade ambiental, reduzindo a diversidade da fauna e flora, afetando a diversidade filogenética e os

CC BY NC ND

serviços ecossistêmicos [2]. As perturbações que provocam alterações permanentes no ambiente são denominadas perturbações agudas e decorrem de ações como o desmatamento, resultando na redução do *habitat* e na perda de espécies. Além disso, os ambientes podem sofrer alterações denominadas perturbações crônicas, a partir de atividades como criação extensiva de animais, caça e introdução de espécies exóticas que a partir do desbalanceamento ecológico e da redução da resiliência da floresta, são caracterizadas pela remoção constante de biomassa florestal. Neste sentido, ambas são destrutivas e ocasionam os mesmos efeitos na biota [3][4].

A Floresta Amazônica é uma floresta tropical úmida que abrange uma das maiores biodiversidades de espécies, apresentando cerca de 30.000 espécies de angiospermas, 1.800 de peixes, 1.300 de aves, 311 de mamíferos, 232 de anfíbios, 273 de répteis, e aproximadamente 1.900 espécies de liquens não identificados, estimando que haja muito da biodiversidade para descobrir [5][6]. As perturbações antrópicas estão causando impactos graves na Floresta Amazônica; nos últimos 39 anos, houve uma redução de 55 milhões de hectares, o que corresponde a 14% da área, sendo um dos fatores relacionado a essa perda principalmente o avanço da agropecuária com práticas de corte e queima da vegetação em larga escala, que geram modificações no clima da região, exposição do solo à erosão, alteração da ciclagem da água, armazenamento do gás carbônico, efeito estufa, aumento da inflamabilidade e consequentemente o risco de fogo, em números o avanço da agropecuária em 2023 foi de 15,1% [6][7][8][9]. Além disso, essas práticas contribuem para o aumento do efeito estufa, cujas consequências afetam o clima em escala global [7][10]. As perturbações estão relacionadas diretamente com a perda de espécies e consequentemente a homogeneização da biota [11].

As perturbações antrópicas provocadas nos diferentes ambientes refletem a importância de ferramentas que permitam avaliar a condição dos ecossistemas. Alguns organismos podem servir como indicadores de qualidade ambiental, quando estes são sensíveis às modificações causadas na estrutura de um ecossistema. Nesse sentido, mudanças na distribuição e na riqueza de um grupo bioindicador servem como parâmetros para avaliar a qualidade do ambiente [12]. Dentre as aplicações dos organismos bioindicadores podem ser citadas indicação de mudanças climáticas, degradação, destruição e contaminação dos ecossistemas [13]. Diversos organismos estão sendo utilizados como bioindicadores pela sua facilidade de observação como algas, briófitas, besouros, moscas e liquens [12][14][15][16][17][18].

Os liquens são organismos simbiontes, frutos de uma associação entre fungos e algas ou cianobactérias. Nessa associação, as algas são responsáveis por realizar a fotossíntese e produzir carboidratos que são compartilhados com os fungos, que por sua vez, concedem proteção e compartilham água e minerais para as algas [19]. Os liquens possuem uma relação íntima com a atmosfera para a obtenção de nutrientes, portanto, são conhecidos por serem muito sensíveis à poluição atmosférica. A elevada concentração de poluentes, incluindo metais, pode diminuir a vitalidade, abundância e diversidade de liquens [20]. Nesse sentido, os liquens são indicadores biológicos que estão sendo fortemente utilizados para a avaliação da qualidade ambiental [17][18].

Perante o cenário de perturbações antrópicas e mudanças climáticas na região amazônica, este trabalho tem como objetivo avaliar se ambientes mais heterogêneos, complexos e de maior qualidade ambiental (com menor perturbação antrópica) apresentam maior abundância e diversidade de liquens, em comparação a ambientes homogêneos e de baixa qualidade ambiental (com maior perturbação). Além disso, destaca-se a relevância dos liquens como bioindicadores, considerando sua alta diversidade de morfotipos na Amazônia e sua maior eficiência de catalogação em relação a outros bioindicadores. Esperamos que ambientes com alta qualidade ambiental apresentem maior abundância e diversidade taxonômica de morfotipos liquênicos do que ambientes de baixa qualidade ambiental

Materiais e Métodos

Área de estudo

O presente estudo foi realizado em uma a área de floresta ripária do rio Tauarizinho (Figura 1) na Amazônia Oriental, na Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa - Campus III) (5° 21’ 52” S 49° 01’ 09” W) sendo ela uma área correspondente de floresta tropical úmida. Está localizada no município de Marabá, que, por sua vez, situa-se no ponto de encontro entre os rios Tocantins e Itacaiúnas, na região sudeste do estado do Pará. Composto por manchas de vegetação de três tipos: Floresta antrópica caracterizada por uma

CC BY NC ND

área florestal antropizada, com maior densidade de vegetação rasteira e com dossel aberto; floresta ombrófila aberta abrigando elevada densidade arbórea com troncos retos e copas largas e floresta ombrófila densa, contendo predominância do estrato arbóreo e o solo rico em serapilheira. O clima da região é categorizado como semi-úmido com temperatura média anual em torno dos 26ºC e índice pluviométrico elevado, de aproximadamente 2.200 mm anuais [21].

O rio Tauarizinho se localiza na região hidrográfica denominada Tocantins-Araguaia, possuindo uma área de aproximadamente 920 mil km² de área, demarcando o limite entre os municípios de Marabá e São Geraldo do Araguaia. Possui desde sua nascente na terra indígena Sororó do povo Suruí do Pará até sua foz no rio Tocantins, aproximadamente 103,45 km [22].

Coleta dos dados

Caracterização das perturbações antrópicas

A caracterização das áreas foi realizada utilizando descritores de perturbação antrópica que analisavam: (1) a média de matéria seca de serapilheira presente na área; (2) distância da área em relação à perturbação antrópica de maior incidência (Estrada); e (3) o número de cortes (facão ou motosserra) presentes em troncos, a partir das incisões na vegetação das áreas de estudo (Quadro 1) [23].

Para a obtenção da média de matéria seca, a serapilheira foi coletada em uma área de 1 m² em cada ponto quadrante, sendo armazenada em sacos plásticos e posteriormente pesadas para a obtenção do peso úmido. Após isso, foram secas em estufa por aproximadamente 48 horas, até que estivessem completamente secas e quebradiças, sendo posteriormente pesadas novamente para obtenção do peso seco. O valor da média da matéria seca da serrapilheira foi obtido a partir da razão do peso úmido pelo peso seco [23]. A distância das áreas de estudo para a estrada foi obtida por imagens de satélites utilizando o software Google Earth, e a quantidade de cortes presentes por tronco foram observadas em campo nas respectivas áreas e fotografadas. Diante dos resultados, será feito um índice de preservação ambiental para caracterização das áreas. O índice será um somatório dos valores de cada área, da seguinte forma: IPA = s + d + (-c). Onde: IPA = Índice de preservação ambiental, s = biomassa seca (serapilheira), d = distância para estrada mais próxima e c = quantidades de cortes na vegetação. Os parâmetros *s* e *d*, a medida que aumentam a quantidade, indicam ambientes preservados enquanto o inverso acontece para o parâmetro c [23]. Assim, quanto maior o valor de IPA mais preservada são as áreas.

Quadro 1 – Descritores de perturbação antrópica utilizados para caracterizar as áreas de estudo neste trabalho.

Área	Serapilheira (g)	Distância para estrada (m)	Cortes na vegetação	Índice de preservação ambiental	Caracterização antrópica das áreas
1	1269	35,19	43	1261,19	Alta
2	1256	169,74	21	1404,74	Média
3	1282	416,37	11	1687,37	Baixa

Amostragem

Para a coleta dos dados biológicos, foram designadas três áreas caracterizadas como alta, média e baixa perturbação antrópica. Dentro de cada área foram demarcados aleatoriamente três pontos quadrantes, medindo um total de 50 m² e com o distanciamento de 20 m entre si (Figura 2), a fim de analisar a riqueza e abundância de morfotipos liquênicos. Ao decorrer dos pontos, os liquens foram fotografados e os dados de abundância foram considerados a partir da somatória total por ponto quadrante e a riqueza foi registrada e comparada de acordo com características específicas dos liquens: sua cor e seu tipo (crostoso, fruticoso ou folhoso). Para a identificação dos liquens, alguns hectares foram coletados em campo e posteriormente foram observadas apenas suas estruturas macroscópicas em estereoscópio. Além disso, foi utilizado guia de identificação de líquenes epífitos para morfotipar os liquens encontrados [24].

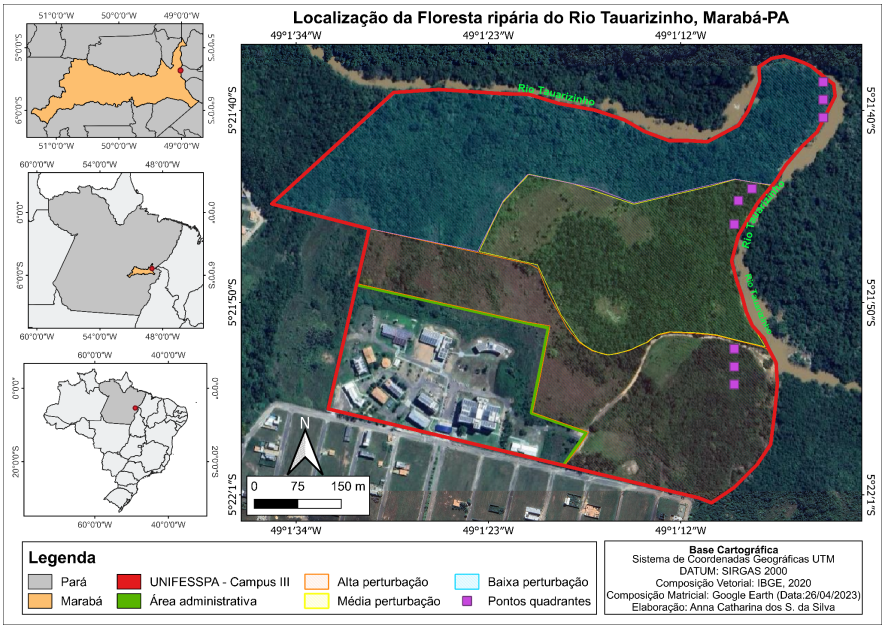


Figura 1 – Área de mata ciliar localizada no campus III da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (Unifesspa), no município de Marabá, Pará.

Análise dos dados

Os dados obtidos de abundância e riqueza foram submetidos à verificação da homocedasticidade pelo teste de Levene, e a normalidade dos resíduos pelo teste de Shapiro-Wilk [25]. As variáveis respostas (abundância e riqueza) foram analisadas em relação aos tratamentos (alta, média e baixa perturbação) pela análise da variância (ANOVA) com realização do teste de Tukey ($p < 0,05$) a posteriori. O coeficiente de Jaccard foi realizado para verificar a similaridade entre as comunidades de liquens entre as áreas. Todas as análises foram feitas no software R[26].

Resultados

A abundância total de liquens encontrados foi de 1.518, sendo: área de alta perturbação antrópica (205 liquens); área de média perturbação (407 liquens); e na de baixa perturbação (906 liquens). A área de baixa perturbação apresentou abundância de liquens diferindo das áreas de média e alta perturbação que foram semelhantes entre si ($F = 8,136$; $p = 0,019$) (Figura 2).

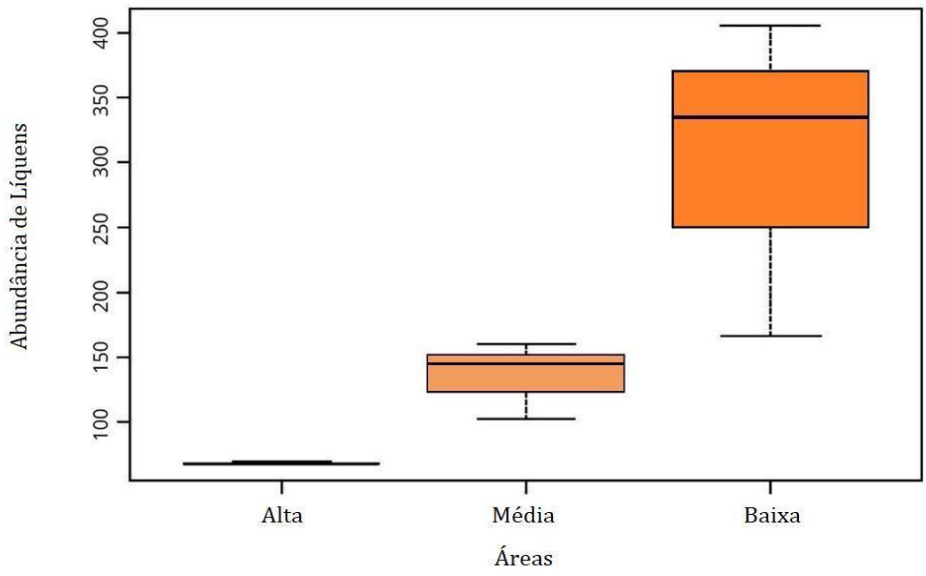


Figura 2 – Abundância de liquens encontrada nas áreas de alta, média e baixa perturbação antrópica da Floresta ripária do rio Tauarizinho localizada no campus III da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará de Marabá.

Os morfotipos mais abundantes, em média, nas três áreas foram: crostoso verde (60 espécimes), crostoso branco (21 espécimes) e folhoso (19 espécimes), indicando uma certa uniformidade na composição dos liquens, apesar das diferenças de diversidade entre as áreas de estudo. Além desses, foram encontrados os morfotipos crostoso laranja, amarelo, vermelho, marrom e verde com manchas pretas (Figura 3).

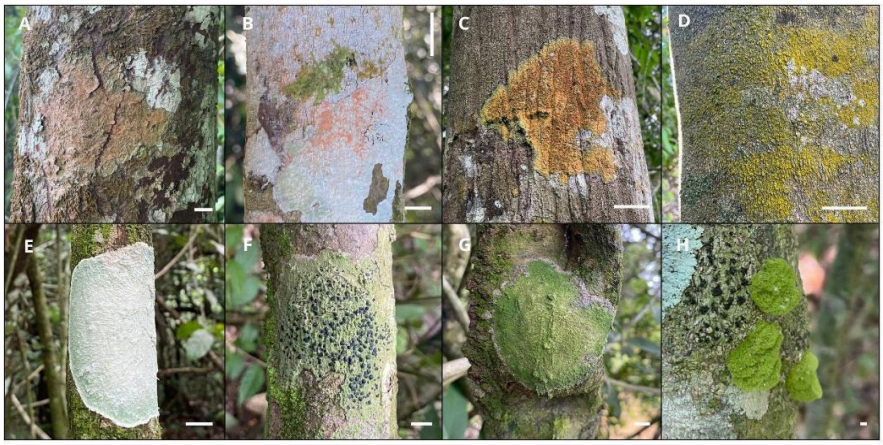


Figura 3 – Representação dos morfotipos liquênicos encontrados na floresta ripária do campus III da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará de Marabá. (A) crostoso marrom, (B) crostoso vermelho, (C) crostoso laranja, (D) crostoso amarelo, (E) crostoso branco, (F) crostoso verde com pontos pretos, (G) crostoso verde, (H) folhoso. Escalas: A = 6 cm, B = 4 cm, C = 12 cm, D = 15 cm, E = 9 cm, F = 7 cm e H = 2 cm.

A riqueza total de morfotipos liquênicos nas três áreas foi de 8 tipos, com 4 morfotipos na área de alta perturbação antrópica, 5 na de média perturbação e todos os 8 morfotipos na área de baixa perturbação. Não houve diferença na riqueza de morfotipos entre as áreas ($F = 0,857$; $p = 0,471$) (Figura 4). As espécies de liquens encontradas nas três áreas estão listadas na Tabela 1.

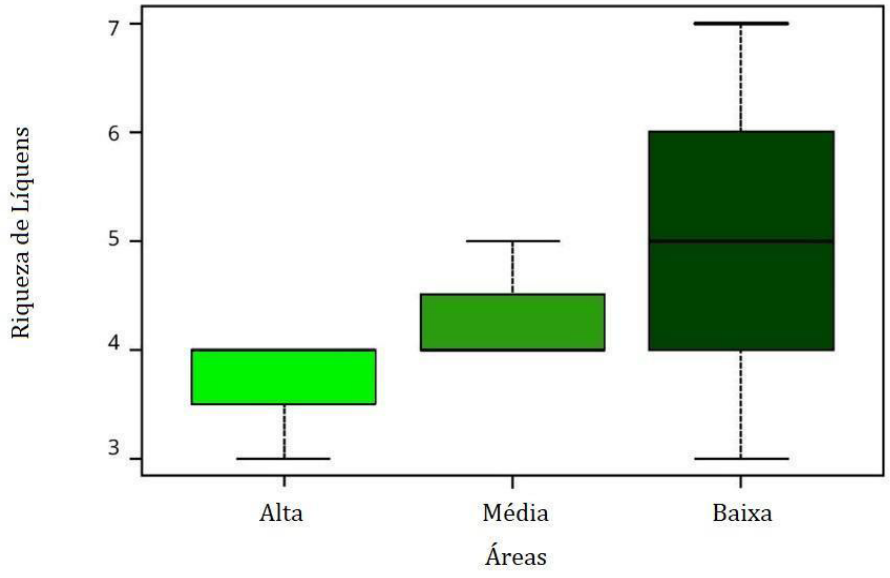


Figura 4 – Número de morfotipos encontrada nas áreas de alta, média e baixa perturbação antrópica da Floresta ripária do rio Tauarizinho localizado no campus III da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará de Marabá.

Tabela 1 – Riqueza de espécies e morfotipos encontrados nas áreas de alta, média e baixa perturbação antrópica da Floresta ripária do campus III da Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará de Marabá. Legenda: cv = crostoso verde, cve = crostoso vermelho, ca = crostoso amarelo, cb = crostoso branco, cl = crostoso laranja, cm = crostoso marrom, cp = crostoso com pontos pretos, f = folhoso.

Espécie	Morfotipo	Ocorrência
Anaptychia sp	f	alta, média e baixa
Collema sp	cv	média
Coloplaca sp	cl	média
Chrysothrix candelaris	ca	baixa
Cryptothecia sp	cv, cb	média
Chrysothrix sp	cv	baixa
Diploicia sp	cb	baixa
Flavoparmelida sp	cv	média e baixa
Lecidella sp	cp	média e baixa
Lebraria sp	cv, cb, cm, cve	alta, média e baixa
Opegrapha sp	cp	média

O índice de similaridade entre as composições dos morfotipos analisados foi alto (83%) nas áreas de baixa e média perturbação, enquanto na área de alta perturbação antrópica quando comparada com as demais áreas, observou-se um índice de similaridade inferior (53%) (Figura 5).

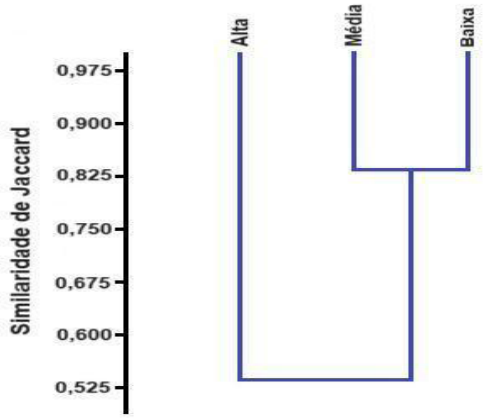


Figura 5 – Análise de similaridade pelo índice de Jaccard dos morfotipos de liquens encontrados nas áreas de baixa, média e alta perturbação antrópica de Floresta ripária do campus III da Federal do Sul e Sudeste do Pará de Marabá.

Discussão

No presente estudo, levantamos a hipótese de que ambientes com alta qualidade ambiental apresentam maior abundância e diversidade taxonômica de morfotipos liquênicos do que ambientes de baixa qualidade ambiental. Essa hipótese se baseia em diversos mecanismos ecológicos e fisiológicos que os liquens apresentam como bioindicadores da qualidade ambiental [27]. A hipótese foi parcialmente corroborada, pois encontramos maior abundância de liquens em áreas de baixa perturbação antrópica. Entretanto, sem diferença para a riqueza de morfotipos, apesar de encontrar composições diferentes. Esses resultados indicam que a presença e abundância de liquens em um determinado local podem fornecer

informações sobre as condições ambientais. Em ambientes com alta qualidade ambiental, onde não há distúrbios ambientais graves (baixa perturbação antrópica), os liquens podem se desenvolver em maior abundância devido a condições favoráveis, como temperatura estável, alta umidade e sombra que fornecem um ambiente ideal para o crescimento dos liquens [28]. Já em ambientes degradados por atividades humanas, como desmatamento, mineração e agricultura, os liquens podem ser afetados por distúrbios como a perda de *habitat*, a fragmentação do ambiente e a alteração das condições microclimáticas, levando à diminuição da abundância [29].

A área de baixa ação antrópica apresentou maior abundância de liquens em comparação com as áreas de média e alta ação antrópica. Esse resultado corrobora a nossa hipótese inicial de que a qualidade ambiental influencia na abundância dos morfotipos liquênicos e está de acordo com as observações feitas por Bhagarathi *et al.* [30] sobre a influência negativa da urbanização descontrolada e da industrialização no meio ambiente urbano sobre a ocorrência de liquens, onde, áreas com baixa ação antrópica (alta qualidade ambiental) tendem a apresentar maior diversidade de habitats e nichos ecológicos, proporcionando um ambiente mais rico para o aumento populacional de liquens. É importante lembrar que a relação entre a ação antrópica e a abundância de liquens é complexa e pode ser influenciada por diversos outros fatores, como a história ambiental do local, as características do solo e do clima, a presença de outras espécies de organismos e a metodologia utilizada para realizar os estudos, assim como a sua avaliação para verificação da qualidade ambiental de uma área, tendo em vista que as espécies amostradas são de ampla distribuição, ocorrendo em áreas de baixa, média e alta ação antrópica, no entanto a sua abundância ocorre em menor quantidade em áreas de maior ação, assim como a riqueza [31].

Em relação à riqueza de morfotipos liquênicos, houve uma similaridade entre as áreas. Embora esse resultado possa parecer contraintuitivo à primeira vista, é possível que a heterogeneidade ambiental dentro de cada área tenha sido maior do que a heterogeneidade entre as áreas com diferentes níveis de perturbação antrópica. Isso significa que, mesmo dentro de uma área com alta perturbação antrópica, podem existir microambientes com condições mais favoráveis para o desenvolvimento de liquens, o que poderia mascarar o efeito geral da perturbação [28]. Outros fatores que não foram considerados no estudo, como a história ambiental das áreas, as características do solo e do clima, e a presença de outras espécies de organismos, também podem ter influenciado a riqueza de espécies de liquens, dificultando a detecção de um efeito direto da perturbação antrópica [32].

A similaridade entre a área de baixa e média perturbação pode estar relacionada a uma área de transição entre as de menor perturbação e maior perturbação antrópica, dada pela proximidade geográfica, podendo gerar sobreposição entre nichos. Na área de média perturbação os efeitos das perturbações antrópicas podem estar se manifestando de forma gradual [33], ainda não atingindo um nível suficiente para gerar diferenças significativas na riqueza de espécies de liquens em comparação com a área de baixa perturbação. É possível que fatores ambientais, como a história ambiental das áreas, as características do solo e do clima e a presença de outras espécies de organismos, estejam exercendo um papel mais importante do que a perturbação antrópica na determinação da riqueza de espécies de liquens [34]. Nesses casos, a similaridade entre as áreas de baixa e média perturbação poderia ser explicada pelo compartilhamento das características ambientais, como a disponibilidade de serapilheira, o que reforça a diferença com a área de alta perturbação antrópica[35].

A maior ocorrência de liquens crostosos no estudo está relacionada a ser um morfotipo encontrado em uma ampla variedade de substratos, incluindo rochas, árvores, solo e até mesmo outros organismos, sendo particularmente comuns em ambientes secos e expostos à luz solar direta, assim sendo considerados um grupo generalista, correspondendo aos microclimas analisados [36]. Alguns exemplos de liquens crostosos incluem: *Lecanora polycarpa* (Ehrh), *Xanthoria candelaria* (L.) e *Caloplaca citrina* (Hoffm.). Enquanto os liquens foliosos são mais comuns em ambientes úmidos e sombreados, como florestas, áreas úmidas e encostas de montanhas [37], embora também possam ser encontrados em árvores e rochas em áreas mais secas [38].

A principal diferença entre os liquens crostosos e os folhosos reside na sua forma de crescimento. Os liquens crostosos aderem firmemente ao substrato como uma crosta, enquanto os liquens folhosos possuem um talo plano e em forma de folha que se eleva do substrato [39]. Apesar dessa diferença, os liquens crostosos e foliosos são considerados mais resistentes aos poluentes ambientais e atmosféricos [40][41]. Além disso, as cores verde e branco são frequentemente relacionadas a liquens portadores de algas verdes devido à sua clorofila [42][43].

Conclusão

Conclui-se que a área de baixa perturbação antrópica apresentou a maior abundância de liquens, sendo indicativo de área de alta qualidade ambiental, enquanto a área de alta perturbação antrópica apresentou menor abundância de liquens, sendo indicativo de baixa qualidade ambiental. As áreas de baixa e média perturbação apresentaram composição de morfotipos similares. O morfotipo mais abundante nas três áreas foi o crostoso verde.

Os resultados deste estudo demonstram que a qualidade ambiental é um fator determinante para a abundância de liquens. A preservação de áreas com baixa perturbação antrópica é essencial para garantir a conservação da biodiversidade e para manter a saúde dos ecossistemas. Novas pesquisas são necessárias para aprofundar a compreensão dessa relação e para identificar com mais precisão os mecanismos que explicam a maior abundância de liquens em áreas de baixa ação antrópica. Apesar de as áreas não diferirem em relação a riqueza de morfotipos apresentaram composições diferentes. Esses resultados sugerem a necessidade de novos estudos que considerem com mais detalhes a heterogeneidade ambiental, a tolerância das espécies à perturbação, o tempo de recuperação das áreas e a escala espacial das amostras. Além disso, a investigação de fatores adicionais, que podem influenciar a riqueza de espécies de liquens, é crucial para uma melhor compreensão da relação entre a perturbação antrópica e a biodiversidade liquênica.

Referências

1. Rodrigues SC, Dias LA, Carvalho A, Fenzl N, Lopes LO. Os Recursos naturais no processo de desenvolvimento econômico capitalista: uma breve reflexão. Semioses. 2019 dez; 13(4): 50-58. doi: https://doi.org/10.15202/1981996x.2019v13n4p50.

2. Matias EHF, Reis KLS, Knoechelmann CM, Siqueira FFS. Guildas tróficas de formigas como indicadoras biológicas da qualidade ambiental em áreas de recomposição florestal na Amazônia. Unisanta BioScience. [Internet]. 2023 [citado em 2024 mai 10]; 12(4): 229-251. Disponível em: https://periodicos.unisanta.br/index.php/bio/article/view/3698/2576.

3. Ribeiro EMS. Efeito de perturbações antrópicas crônicas sobre a diversidade da flora lenhosa da caatinga [tese]. Recife: Universidade Federal de Pernambuco; 2015. 148 f.

4. Martorell C, Peters EM. The measurement of chronic disturbance and its effects on the threatened cactus Mammillaria pectinifera. Biol Conserv. 2005 Jul; 124(2): 199-207. doi: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.01.025.1.

5. Komura DL, Vargas-Isla R, Cardozo ND. Guia de macrofungos da Amazônia Central: formas e cores nas trilhas do Museu da Amazônia. 2023.

6. Menin M. Amazônia: diversidade biológica e história geológica. Reptilia [Internet]. 2016 fev [citado 2024 jan 21]; (708): 273. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/267206421_Amazonia_diversidade_biologica_e_historia_geologica.

7. Gabardo G, Sarzedas CG, Silva HLS. Queimadas na Amazônia brasileira: Brasil em chamas. In: Cardoso R, Quintela JB, Oliveira RJ, editores. A educação ambiental em uma perspectiva interdisciplinar. Guarujá, São Paulo: Editora Científica Digital Ltda; 2020. P. 332-343.

8. Brasil.gov.br [homepage na internet]. Crescimento da economia brasileira é impulsionado pela alta de 15% da agropecuária [citado em 29 nov 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/agricultura/pt-br/assuntos/noticias/crescimento-da-economia-brasileira-e-impulsionado-pela-alta-de-15-da-agropecuaria-em-2023.

9.MapBiomas [homepage na internet]. Em 2023, a perda de áreas naturais no Brasil atinge a marca de 33% do território. [citado em 29 nov 2024]. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/2024/08/21/em-2023-a-perda-de-areas-naturais-no-brasil-atinge-a-marca-historica-de-33-do-territorio/.

10. Fearnside PM. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. Acta Amaz. 2006; 36(3): 395-400. https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000300018 .

11. Santos PM, Nascimento MT. Homogeneização biótica em comunidades arbóreas das florestas tropicais: uma revisão sistemática. Revista Científica Multidisciplinar Núcleo do Conhecimento. 2023 ago; 8(8): 50-77. doi: 10.32749/nucleodoconhecimento.com.br/biologia/homogeneizacao-biotica.

12. Silva P, Silva F. Besouros (Insecta: Coleoptera) utilizados como bioindicadores. Revista Congrega URCAMP. [Internet]. 2011 [citado em 2024 jan 23]; 5(1): 1-16. Disponível em: https://www.academia.edu/8979664/Besouros_Insecta_Coleoptera_utilizados_como_bioindicadores.

13. Junqueira MT, Posso JR, Barrilli GHC. Entomofauna edáfica do Parque Ecológico Baguaçu de Araçatuba – SP. Periódico Eletrônico Fórum Ambiental da Alta Paulista. [Internet]. 2012 nov [citado em 2024 abr 14]; 8(2): 395-406. Disponível em: https://publicacoes.amigosdanatureza.org.br/index.php/forum_ambiental/article/view/268.1.

14. Marques SM, Américo-Pinheiro JHP. Algas como bioindicadores da qualidade da água. Rev Cient ANAP Brasil. 2017; 10(19).

15. Faria LC. Flutuação populacional de moscas califorídeos no lixão urbano de Presidente Prudente-SP: bioindicador de qualidade ambiental [dissertação]. Presidente Prudente (SP): Universidade Estadual Paulista; 2019.

16. Cruz ABS, Almeida TS, Fabricante JR. Modelagem de nicho ecológico de musgos bioindicadores. Acta Brasiliensis. 2021; 5(2): 83-87.

17. Filho FOM, Pereira EC, Lima ES, Silva NH, Figueiredo RCB. Influência de poluentes atmosféricos em Belo Jardim (PE) utilizando Cladonia verticillaris (líquen) como biomonitor. Quím Nova. 2007 out; 30(5): 1072-1076. doi: https://doi.org/10.1590/S0100-40422007000500004.

18. Soares CdS, Moraes ICM, Maciel JR, Magrani LC, Martins YT, Milward-de-Azevedo MA. Uso dos liquens como bioindicadores da qualidade do ar em Três Rios, RJ. Anais do 5º Simpósio de Gestão Ambiental e Biodiversidade; 21-23 jun 2016; Três Rios, RJ. 2016. P. 259-267.

19. Cocchietto M, Skert N, Nimis PL, Sava G. A review on usnic acid, an interesting natural compound. Naturwissenschaften. 2002 Apr; 89(4): 137-146. doi: 10.1007/s00114-002-0305-3.

20. Nimis PL, Scheidegger C, Wolseley PA, editores. Monitoring with Lichens — Monitoring Lichens [Internet]. NATO Science Series IV: Earth and Environmental Sciences 7. Kluwer, London: Springer; 2002. [cited 2024 Jan 20]. Available from: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-94-010-0423-7_1.

21. Hoffmann EL, Dallacort R, Carvalho MAC, Yamashita OM, Barbieri JD. Variabilidade das chuvas no Sudeste da Amazônia paraense, Brasil (Rainfall variability in southeastern Amazonia, Paraense, Brazil). Rev Bras Geog Fis. 2018 out; 11(4): 1251-1263. doi: https://doi.org/10.26848/rbgf.v11.4.p1251-1263.

22. Costa IMC, Sousa DC, Barros HJL, Knoechelmann CM, Siqueira FFS. Guia de formigas da mata ciliar do rio Tauarizinho. Marabá (PA): Independently published; 2023. ISBN: 9798374777123.

23. Arnan X, Leal IR, Tabarelli M, Andrade JF, Barros MF, Câmara T, Jamelli D, *et al.* A framework for deriving measures of chronic anthropogenic disturbance: Surrogate, direct, single and multi-metric indices in Brazilian Caatinga. Ecological Indicators. 2018 Nov; 94(1): 274-282. doi: https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2018.07.001.

24. Departamento de Biologia, Universidade de Évora [homepage na internet]. Os Líquenes: Sentinelas da Poluição. [citado em 2023 dez 5]. Disponível em: https://www.dbio.uevora.pt/Divulgacao/Projetos-com-as-Escolas/Os-liquenes-Sentinelas-da-Poluicao.

25. Marques-Marinho FD, Reis IA, Vianna-Soares CD. Construction of analytical curve fit models for simvastatin using ordinary and weighted least squares methods. J Braz Chem Soc. 2013; 24(9): 1469-1477. doi: 10.5935/0103-5053.20130187.

26. RStudio. The R Project for Statistical Computing [homepage na internet]. Boston, MA: RStudio; c2024 [cited 2023 Dec 14]. Available from: http://www.r-project.org.

27. Costa WR. Utilização de líquens no monitoramento ativo e passivo da poluição atmosférica. [dissertação]. Universidade Federal do Triângulo Mineiro, Uberaba. 2018. 58 f.

28. De Novaes Vianna LF, Da Silva EB, Massignam AM, Oliveira SN. Aplicação de descritores de heterogeneidade ambiental na seleção de áreas para sistemas de parcelas amostrais: um estudo de caso para a determinação de hotspots potenciais de biodiversidade. Geografia [Internet]. 2015 mar [citado 2024 mai 10]; 40(2): 211-239. Disponível em: https://www.periodicos.rc.biblioteca.unesp.br/index.php/ageteo/article/view/11129.

29. Almeida WR, Almeida WR, Aguiar JJM. Cobertura de liquens em um gradiente borda-interior na Amazônia Central. J Environ Anal Prog. 2017 jan; 2(1): 11-15. doi: https://doi.org/10.24221/jeap.2.1.2017.982.11-15.

30. Bhagarathi LK, Maharaj G, DaSilva PNB, Subramanian G. A review of the diversity of lichens and what factors affect their distribution in the neotropics. GSC Biol Pharm Sci. 2022; 20(03): 027-063. doi: https://doi.org/10.30574/gscbps.2022.20.3.0348.

31. De Lemos AB, Kaffer MI, Martins SMA. Composição e diversidade de liquens corticícolas em três diferentes ambientes: Florestal, Urbano e Industrial. R bras Bioci. [Internet]. 2007 nov [citado 2024 mar 12]; 5(2): 228-230. Disponível em: https://seer.ufrgs.br/index.php/rbrasbioci/article/view/115070.

32. Silva JR. Influência de fatores ambientais na riqueza e composição da micota liquenizada em área de brejo de altitude e caatinga [dissertação]. São Cristóvão (SE): Universidade Federal de Sergipe; 2015. 73 p.

33. Pereira IM, De Andrade LA, Costa JRM, Dias JM. Regeneração natural em um remanescente de caatinga sob diferentes níveis de perturbação, no agreste paraibano. Acta Bot Bras. 2001 dez; 15(3): 413-426. doi: 10.1590/S0102-33062001000300010.

34. Gimenes MR, Anjos L dos. Efeitos da fragmentação florestal sobre as comunidades de aves. Acta Scientiarum. Biological Sciences. 2003; 25(2): 391-402. doi: 10.4025/actascibiolsci.v25i2.2030.

35. Leite ABX. Influência de fatores ambientais na riqueza e composição de espécies de liquens corticícolas em área de brejo de altitude e caatinga [dissertação]. São Cristóvão: Universidade Federal de Sergipe; 2013. 89 f.

36. Legaz ME, Millanes AM, Córdoba CV. Fisiologia dos liquens. In: Xavier-Filho L, Legaz ME, Córdoba CV, Pereira ECG, editores. Biologia de liquens. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural; 2006. p. 145-273.

37. Tripp EA, Lendemer JC, Mc/cain CM. Habitat quality and disturbance drive lichen species richness in a temperate biodiversity hotspot. Oecologia. 2019; 190(2): 445-457. doi: 10.1007/s00442-019-04413-0

38. Xavier Filho L, Legaz ME, Córdoba CV, Pereira ECG. Biologia de liquens. Rio de Janeiro: Âmbito Cultural; 2006.

39. Lucheta F, Martins SMA. Liquens foliosos e fruticosos corticícolas do Jardim Botânico de Porto Alegre, RS, Brasil. Iheringia. Sér. Botânica [Internet]. 2014 abr.[citado em 2024 mai. 3]; 69(1): 29-35. Disponível em: https://isb.emnuvens.com.br/iheringia/article/view/3.

40. Santos RK dos, Gomes NC, Oliveira G de A, Silva JJR, Alvarenga CA, Belardi R-M. Lichens used as bioindicator of air quality in mining town of Itabira. Res Soc Dev. 2018; 7(12): e4712480. doi: 10.33448/rsd-v7i12.480.

41. Sousa DPO. Isolamento e caracterização de microrganismos fotossintetizantes associados a líquens [dissertação]. São Luís: Universidade Federal do Maranhão; 2022. 96 f.

42. Honda NK, Vilegas W. A química dos liquens. Quim Nova. 1999; 22(1): 110-125. doi: https://doi.org/10.1590/S0100-40421999000100018.

43. Da Silva TF, de Souza VR, de Almeida RN, do Amaral AA, Ferrari JL. Riqueza e distribuição espaço-temporal de líquens cortícolas em um monocultivo de café conilon. Rev Ifes Ciênc. 2020; 6(4): 36-53.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Fishes from tributaries of the Itacaiúnas river

Jaqueline Silva de Oliveira[1,*]
https://orcid.org/0009-0001-0013-2981
* Contato principal

Camila Pinto Leão[1]
https://orcid.org/0009-0008-7703-167X

Maria Eduarda Cabral Liberal[1]
https://orcid.org/0009-0005-5014-6950

Michelly Cruz[1]
https://orcid.org/0009-0003-7989-638X

Bruno Spacek Godoy[1]
https://orcid.org/0000-0001-9751-9885

[1] Universidade Federal do Pará/UFPA, Belém/PA, Brasil. <oliveiradejaque01@gmail.com, camila.pinto.leao@icb.ufpa.br, maria.liberal@icb.ufpa.br, michellycruz.eco@gmail.com, bspacek@ufpa.br>

Recebido em 12/09/2024– Aceito em 23/01/2025

Como citar:

Oliveira JS, Leão CP, Liberal MEC, Cruz M, Godoy BS. Fishes from tributaries of the Itacaiúnas river. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 36-45. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2683.

Keywords: Stream; diversity; monitoring.

ABSTRACT – Anthropogenic activities in the Amazon region have an impact on the aquatic environment and, consequently, on the organisms that live there. The lack of knowledge about the ecological relationships of the fish community in the region, as well as their relationship with the environmental variables that determine their survival and distribution, leads to a loss of data for ecological studies and biomonitoring. The objective of our study was to evaluate how environmental variables influence the richness and abundance of fish species in tributaries of the Itacaiúnas river, Pará, Brazil. Therefore, we tested the hypothesis that the richness and abundance of these communities vary according to the variation of physical and chemical parameters in these streams. The study was carried out in 16 streams in the Carajás National Forest, with collections of the fish community, measurements of physical and chemical variables in the water and channel morphology. To synthesize the environmental variables, we used a Principal Components Analysis. We related environmental variables to species richness and individual abundance using forward selection regression with Poisson distribution. The results show that environmental variables influence the richness and abundance of the fish community as they are related to *habitat* availability, food, life cycle, trophic relationships and water quality. These results highlight the importance of water quality, particularly turbidity, which had the greatest influence on the condition of these aquatic communities, providing valuable information for future conservation and monitoring strategies.

Peixes dos igarapés tributários do rio Itacaiúnas

Palavras-chave: Igarapé; diversidade; monitoramento.

RESUMO – As atividades antrópicas na região Amazônica geram impactos ao ambiente aquático e, por consequência, aos organismos que vivem nesses locais. O pouco conhecimento sobre as relações ecológicas da comunidade de peixes na região, assim como sua relação com as variáveis ambientais determinando sua sobrevivência e distribuição, geram essas perdas de dados para estudos ecológicos e biomonitoramento. O objetivo do nosso estudo foi avaliar como as variáveis ambientais influenciam na riqueza e abundância de espécies de peixes de igarapés de afluentes do rio Itacaiúnas, Pará, Brasil. Por tanto, testamos a hipótese de que a riqueza e a abundância dessas comunidades se alteram de acordo com a variação dos parâmetros físico e químicos nesses igarapés. O estudo foi realizado em 16 igarapés da Floresta Nacional de Carajás, com coletas da comunidade de peixes, mensuração de variáveis físico e químico da água e de morfologia do canal. Para sintetizar as variáveis ambientais usamos uma Análise de Componentes Principais. Relacionamos as variáveis ambientais usando uma *forward selection* de regressão com distribuição de Poisson com a riqueza de espécies e abundância de indivíduos. Os resultados mostram que as variáveis ambientais influenciaram na riqueza e abundância da comunidade de peixes, pois estão relacionadas à disponibilidade de *habitat*, de alimentos, no ciclo de vida, nas relações tróficas e nas condições da água. Esses achados ressaltam a importância da qualidade da água, particularmente a turbidez, que foi a que mais influenciou o estado das comunidades aquáticas, fornecendo informações valiosas para futuras estratégias de conservação e monitoramento.

Peces de afluentes del río Itacaiúnas

Palabras clave: Arroyo; diversidad; control biológico.

RESUMEN – Las actividades antropogénicas en la Amazonia tienen un impacto en el medio acuático y, por ende, en los organismos que lo habitan. El desconocimiento de las relaciones ecológicas de la comunidad de peces de la región, así como su relación con las variables ambientales que determinan su supervivencia y distribución, supone una pérdida de datos para estudios ecológicos y de biomonitorización. El objetivo de nuestro estudio fue evaluar la influencia de las variables ambientales en la riqueza y abundancia de especies de peces en arroyos tributarios del río Itacaiúnas, en Pará (Brasil). Por lo tanto, pusimos a prueba la hipótesis de que la riqueza y abundancia de estas comunidades cambian de acuerdo con la variación de los parámetros físicos y químicos en dichos arroyos. El estudio se realizó en dieciséis arroyos de la Floresta Nacional de Carajás, y consistió en la colecta de la comunidad de peces, la medición de variables físicas y químicas del agua y la morfología del canal. Para sintetizar las variables ambientales, utilizamos un análisis de componentes principales. Relacionamos las variables ambientales mediante una regresión de selección hacia delante con una distribución de Poisson para analizar la riqueza de especies y la abundancia de individuos. Los resultados muestran que las variables ambientales influyen en la riqueza y la abundancia de la comunidad de peces, ya que están relacionadas con la disponibilidad de *habitat*, el alimento, el ciclo vital, las relaciones tróficas y las condiciones del agua. Estos resultados subrayan la importancia de la calidad del agua, en particular de la turbidez, que fue la que más influyó en el estado de estas comunidades acuáticas, y proporcionan información valiosa para futuras estrategias de conservación y control.

Introduction

The Amazon is a region characterized by its great diversity of fauna and flora, as well as its large rivers, which originate from small streams, known as igarapés, in the region. An igarapé is a first- to third-order stream with shallow depth, located within forests in the Amazon region [1] These watercourses are home to a vast and unparalleled variety of fish and other aquatic organisms compared to other regions of the planet [2].The negative impacts on aquatic ecosystems are predominant in this region and are major factors contributing to the significant loss of biodiversity among these organisms [3].

The Carajás National Forest (FLONATA), located in Pará, is a sustainable-use conservation unit that allows the direct utilization of natural resources and is part of the Carajás mosaic [4]. He area surrounding this forest is also composed of degraded lands, primarily due to livestock farming and mining activities [5]. Numerous studies indicate that these activities affect the aquatic fauna in this region, particularly fish, altering the ecological relationships of these organisms [6][7].

It is important to note that fish fauna respond in various ways to environmental changes, as alterations in growth rates and sexual maturation occur rapidly. Moreover, declines in the abundance, richness, and diversity of these animals indicate stress factors in the aquatic environment [8][9]. Fish communities can offer several advantages for assessing the biological integrity of an environment. These include their mobility, life cycle information, and diverse lifestyles. Additionally, they occupy various trophic levels, feeding on both aquatic and terrestrial food sources. Furthermore, top predators among fish provide an integrated view of the aquatic environment and are relatively easy to collect and identify [10]. As a result, these organisms serve as excellent bioindicators of water quality [11].

Studies indicate that the abundance and diversity of fish fauna are in decline, in parallel with the growth of human populations and anthropogenic activities. These characteristics have been the focus of considerable research, especially since anthropogenic impacts are leading to the extinction of fish species that have yet to be described by science. In light of this, the preservation of fish fauna has emerged as a rapidly growing field of study [12][13].

This study aimed to assess how environmental variables influence the diversity and richness of fish communities in streams that are tributaries of the Itacaiúnas river, Pará, Brazil. We tested the hypothesis that the richness and abundance of these communities vary according to the fluctuation of physicochemical parameters in these streams.

Material and Methods

The Carajás National Forest (FLONATA) is located in the southeastern portion of Pará state, between the geographical coordinates of 5°35' and 6°00' south latitude and 50°24' and 51°06' west longitude (Figure 1). From a geological perspective, FLONATA is part of the Carajás Mineral Province, which is situated on the Amazon Platform. Its average altitude is around 700 meters, with flat residual hilltops that have been intensely shaped by deep valleys [14]. According to Köppen's climate classification, the predominant climate in the region is classified as AWi, characterized as tropical and rainy. Annual precipitation ranges from 2,000 to 2,400 mm, while temperatures fluctuate between 24.3°C and 28.3°C. The rainfall regime is well-defined, with two distinct seasons: dry (June to November) and rainy (December to May) [15].

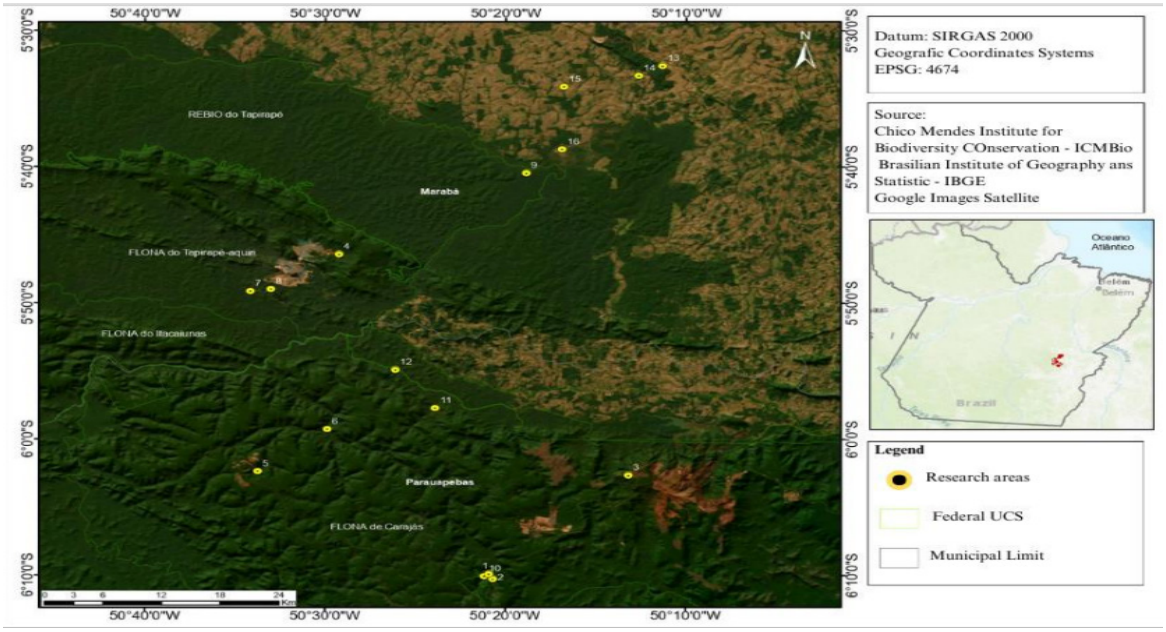


Figure 1 – Distribution of the 16 sampling sites on the river Itacaiúnas Basin in Tapirapé-Aquiri National Forest, Brazil. The sampling events occurred in June and July 2023.

We sampled 16 streams in the Itacaiúnas river basin, which exhibited varying degrees of impact and land use. The collections were conducted between June and July 2023. A 20-meter segment of each stream was selected for sampling, with nets placed upstream and downstream to block the area. Fish were collected using hand nets by sweeping the stream. The individuals were anesthetized with eugenol, euthanized, and preserved in 10% formalin for later identification in the laboratory to the lowest possible taxonomic level, following standard references [16][17].

Physical and chemical variables were obtained using a multi-parameter field probe that measured dissolved oxygen, pH, electrical conductivity, total dissolved solids, turbidity, and temperature. Each variable was evaluated at three different points in the stream and an average was estimated for a more accurate representation of the environment. We used a metric tape to estimate the deep of stream channel and wet with (the distance between the limits of water at the margin) to defined the stream morphology.

In order to visualize the ordination of the sample units we used a principal component analysis (PCA) with the environmental variables. We standardized the environmental variables - as they have different units of measurement - for the construction of the correlation matrix to linearize any relationships. To verified the effect of environmental variables to the fish communities we used the multiple regression with Poisson distribution. We used a forward selection to determine which environmental variables were retained in the analyses (Figure 2). We repeated the regression analysis for richness of species and the number of individuals (abundance). For the analyses we used R [18] with packages *vegan* [19] and *car* [20].

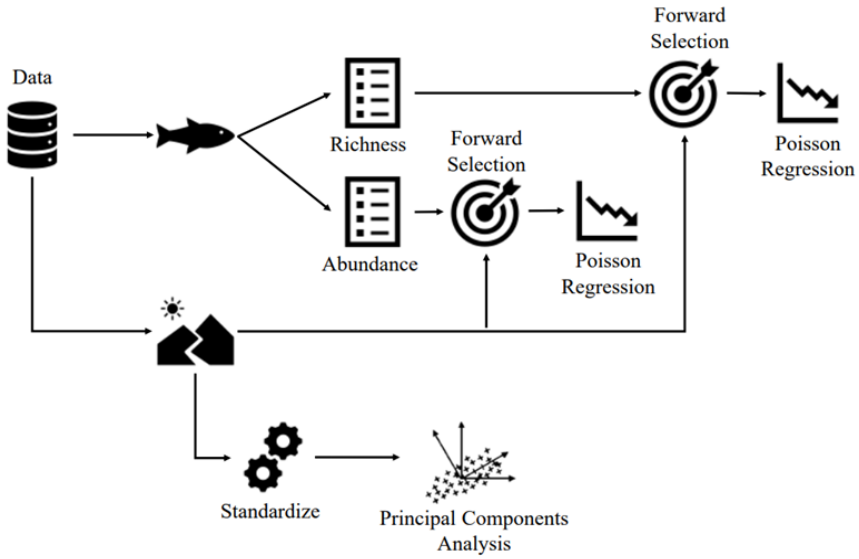


Figure 2 – Diagram representing the methological design of statistical analyses used in this study.

Results

Despite the sampling effort, no fish were found in *igarapés* 3 and 4. In the others, the sampling resulted in 510 individuals, divided into six orders (Characiformes, Cichliformes, Siluriformes, Gymnotiformes, Myliobatiformes, and Cyprinodontiformes), 16 families, 45 genera, and 71 species. Among these, the most abundant order was Characiformes (436 individuals), with the family Characidae (352), the genus *Moenkhausia* (119), and the species *Moenkhausia cf. pankilopteryx* (42), along with the genus *Astyanax* (85) and the species *Astyanax cf. anterior* (76).

The lowest values of electrical conductivity, TDS, and water deep was observed at Ig03. The Ig07 and Ig15 showed the highest values for environmental variables (Table 1). The first two axis of the PCA retained 43% of the variation of environmental variables (PC1 25%, and PC2 18%). The first axes were related with electrical conductivity, TDA, and temperature (only positive relationship); and the second axis were related with dissolved oxygen, water deep (positive), and pH (negative) (Table 2 and Figure 3).

CC BY NC ND

Table 1 – Environmental variables measured in 16 streams on the river Itacaiúnas Basin in Tapirapé-Aquiri National Forest, Brazil. The sampling events occurred in June and July 2023.

Igarapé	pH	Cond	TDS	Turb	DO	Temp	Deep	W. with
Ig01	7.83	20.66	10.33	2.97	3.19	20.49	19.07	4.58
Ig02	7.76	25.66	12.33	2.12	3.16	20.65	10.92	2.82
Ig03	7.63	8	4	1.49	2.88	24.38	5.01	1.88
Ig04	7.29	19.33	9.67	3.94	3.06	23.19	16.88	1.83
Ig05	6.98	28.67	14.33	7.50	2.97	23.66	15.79	2.31
Ig06	6.82	213.67	90.67	2.29	2.86	27.44	12.67	2.80
Ig07	6.42	127.67	63.67	2.25	4.02	24.27	25.46	2.94
Ig08	6.61	45.67	23.00	18.25	3.07	23.25	20.63	2.56
Ig09	6.59	19.00	9.33	0.26	3.14	21.02	14.58	3.13
Ig10	6.64	30.00	15.00	0.68	3.12	22.42	33.58	5.22
Ig11	6.56	29.67	15.00	10.21	2.95	25.35	9.13	2.08
Ig12	7.32	111.00	56.00	5.13	3.04	23.84	14.98	1.38
Ig13	7.25	143.67	72.00	18.41	2.98	25.02	24.46	1.73
Ig14	6.37	64.67	32.67	19.77	3.07	23.54	67.75	1.78
Ig15	7.33	38.00	19.00	16.52	3.12	22.70	19.96	3.32

Cond = Electrical conductivity ($\mu S.cm^{-2}$), TDS = Total dissolved solids (ppm), Turb = Turbidity (NTU), DO = Dissolved oxygen (ppm), Temp = Temperature (°C), Deep = Water deep (cm), W. with = Wet with (meter).

Table 2 – Correlation between the principal components analysis axes and environmental variables measured in streams on the river Itacaiúnas Basin in Tapirapé-Aquiri National Forest, Brazil.

Variable	PC1	PC2
pH	-0.28	-0.47
Cond	0.52	-0.07
TDS	0.53	-0.03
Turb	0.23	0.15
DO	0.03	0.47
Temp	0.48	-0.21
Deep	0.12	0.60
Wet_wid	-0.28	0.35
Variation explained	0.25	0.18

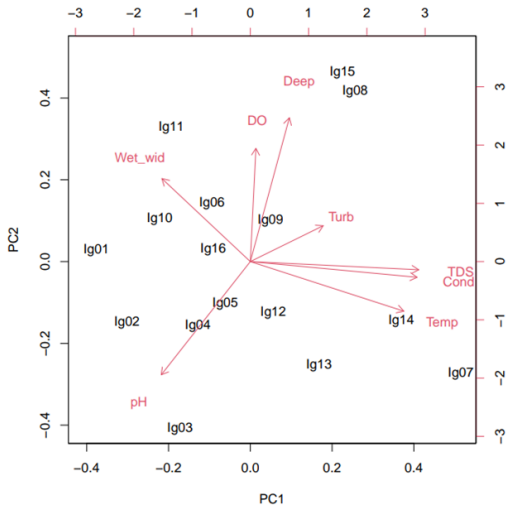


Figure 3 – Principal components analysis (PCA) ordination of environmental variables measured in streams on the river Itacaiúnas Basin in Tapirapé-Aquiri National Forest, Brazil.

The richness of species was related with the environmental variables (Table 3 and Figure 4). The model was good fitness (R^2 = 0.80), and highlighted the turbidity, wed with, electrical conductivity, and TDS as the principal variables of the relationship. For abundance, the model showed the variables turbidity, wed with, electrical conductivity, deep, temperature and pH as relevant for the number of individuals (Table 4 and Figure 5).

Table 3 – Effects of environmental variables at a Poisson regression for richness of fish species in 16 streams on the river Itacaiúnas Basin in Tapirapé-Aquiri National Forest, Brazil.

Variable	Coefficient	Standard deviation	Z value
Intercept	-0.27	0.57	-0.47
Turbidity	0.11	0.02	6.35
Wet with	0.37	0.13	2.82
Elec. Conductivity	0.05	0.02	2.50
TDS	-0.09	0.04	-2.29

R^2 =0.80. In the model all environmental variables (except the intercept) had P<0.05.

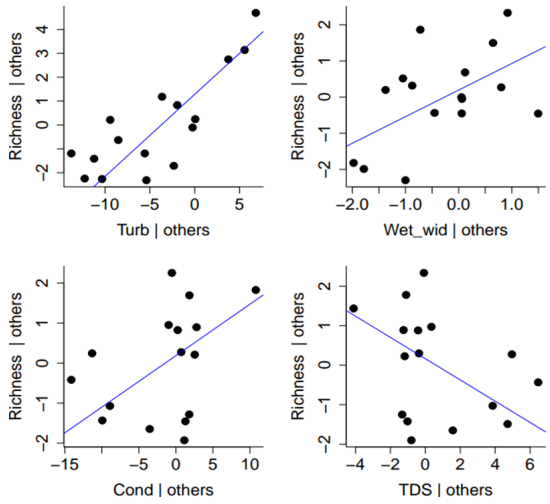


Figure 4 – Residual plots of the Poisson regression for the relationship of environmental variables with richness species of fish. The blue line is the predicted of the model.

Table 4 – Effects of environmental variables at a Poisson regression for abundance of fish species in 16 streams on the river Itacaiúnas Basin in Tapirapé-Aquiri National Forest, Brazil.

Variable	Coefficient	Standard deviation	Z value
Intercept	14.73	2.05	7.20
Turbidity	0.17	0.01	20.66
Wet with	0.50	0.07	7.15
Water deep	-0.03	0.01	-7.40
Temperature	-0.44	0.07	-6.82
Elec. conductivity	0.01	0.01	5.40
pH	-0.57	0.13	-4.37

R^2 = 0.76. In the model all environmental variables had P<0.05.

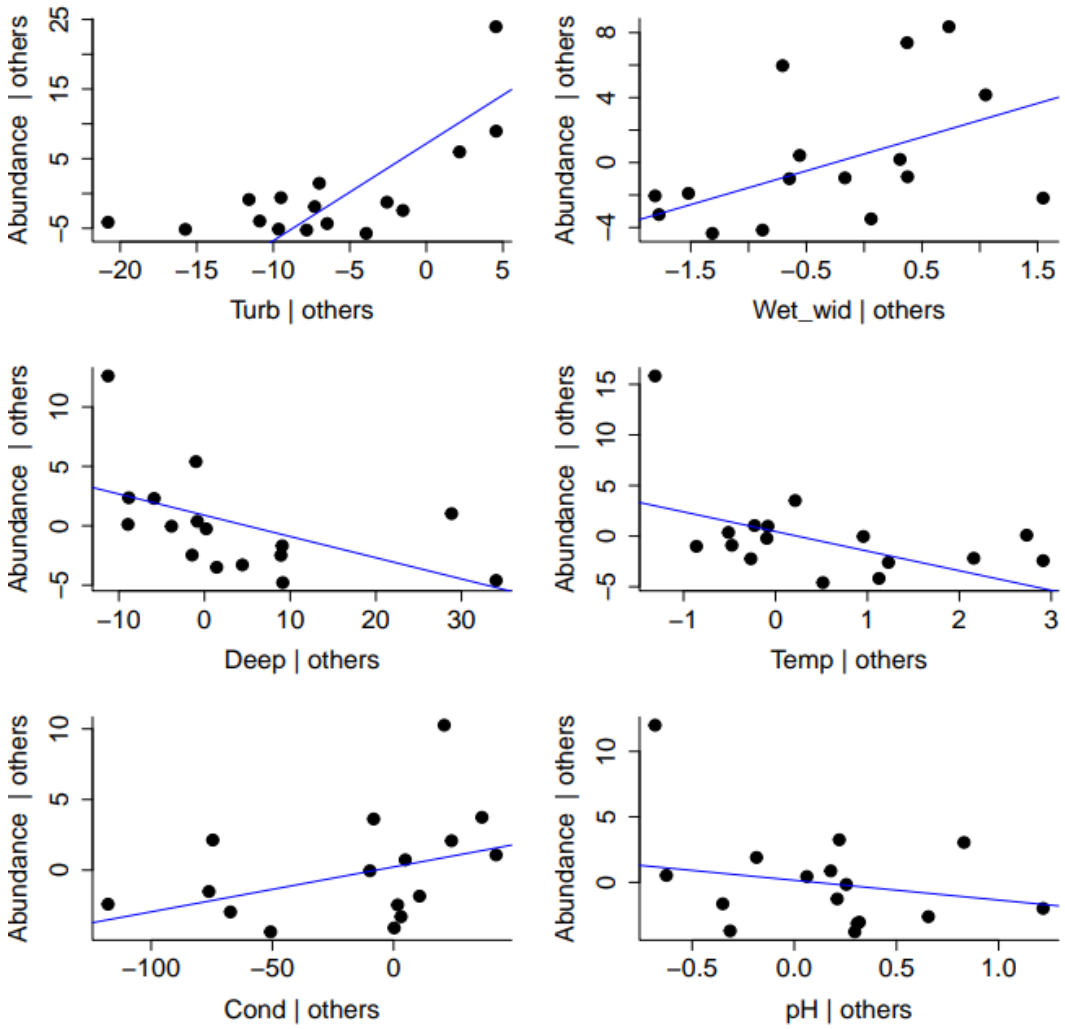


Figure 5 – Residual plots of the Poisson regression for the relationship of environmental variables with abundance of fish individuals. The blue line is the predicted of the model.

Discussion

Our study found that the richness and abundance of fish species in the tributaries of the Itacaiúnas river varied according to environmental variables, mainly physical and chemical. Species richness tended to increase with turbidity, wetted width and conductivity, and to decrease with increasing TDS. In turn, abundance increased with turbidity, wetted width and conductivity, and decreased with increasing depth, temperature and pH. The absence of fish in two streams (Ig3 and Ig4) can be explained by several factors, but is mainly influenced by the physical characteristics of these sites.

We observed that the Characidae family was predominantly present across all sampled sites, reflecting its high ecological plasticity and tolerance to a wide range of pH, conductivity, turbidity, and dissolved oxygen levels. This observation aligns with, who highlighted the versatility of this family in adapting to diverse environmental conditions and its frequent occurrence in ecosystems with high heterogeneity [21].

The occurrence of Erythinidae was limited to sites with high conductivity, elevated concentrations of dissolved solids, and low levels of dissolved oxygen. These findings reflect the ability of this family to thrive in *habitat* with reduced water renewal, often associated with increased organic loads and potential anthropogenic impacts [22].

In contrast, Siluriformes, particularly from the Loricariidae and Callichthyidae families, were recorded at only two sites. Their distribution was associated with *habitat* characterized by higher turbidity, variable depths, and moderate conductivity, conditions that promote the benthic and detritivorous behavior typical of this order, which relies heavily on organic matter-rich substrates for feeding and refuge [23].

The stream three was located very close to its source, with a wide wetted area and extremely shallow depth, creating an environment unsuitable for most fish species due to temperature extremes and low oxygen levels [24]. The stream four on the other hand, was adjacent to a gold extraction site, which releases sediments, potentially toxic trace elements, and other pollutants into the water, directly impacting the physical environment and causing toxic effects on the fish population, significantly altering their dynamics [25][26].

The streams exhibited high environmental heterogeneity, which is associated with variation in richness and abundance in these areas. Variations in environmental conditions determine community composition and life history strategy of fishes [27]. Wetted width is associated with larger environments that provide high *habitat* heterogeneity and conditions that favor organisms that have more sources of food and shelter [28]. Turbidity is a metric that is often associated in many studies with the consequences of anthropogenic impacts on these waters, resulting in negative effects on the organisms that inhabit these areas. However, this study shows that this variable has an incremental effect on species richness and abundance.

The relationship between these organisms and their environment is strong, with their morphology adapted to live under specific environmental conditions [8]. Turbidity can affect the food chain and the success of predation in some fish species [29], in on study involving *G. auratus*, turbidity helped the prey hide and made it harder for the predator to find them [30]. This can affect community richness by allowing dominant species to coexist with those controlled by predation, and abundance by providing favorable conditions for population growth [31]. High TDS levels in the water may indicate toxic substances, and high temperature and depth conditions act as environmental stressors on fish. Richness decreases as less tolerant species are excluded and more tolerant species are favored [32]. And adverse conditions reduce the survival of individuals, resulting in lower abundance [33].

Even though people said these factors were rich, we should still look at the limits of these factors. The intermediate disturbance hypothesis may be affecting these results. This hypothesis suggests that moderate changes in these metrics, especially turbidity, control competitor species. This allows coexistence with less competitive but more tolerant organisms, increasing richness in these areas [34]. More studies are needed to confirm this hypothesis. On the other hand, exceeding these limits could lead to higher levels of disturbance, generating negative effects that alter the structure and ecological relationships of these communities, as observed in other studies [35][36].

Studies highlight that fish species diversity may increase with the impact of agricultural and grazing activities, as these areas contribute to nutrient

enrichment in water bodies, favoring the growth of aquatic plants. These plants provide food and shelter for fish, creating an environment conducive to biodiversity [37]. Mining activities reduce species richness in nearby areas. This is because sediments and toxic elements are released, which damages the *habitat* [38].

We must monitor these metrics in aquatic environments to understand how human activities affect fish communities, how tolerant these communities are, and to promote conservation This aims to prevent the loss of ecosystem services that affect the environment and society. However, to achieve robust data for monitoring, it is necessary to incorporate new metrics for *habitat* integrity assessment. Currently, physical-chemical evaluations alone do not provide comprehensive data for environmental analysis or management [39].

Conclusion

We conclude that the richness and abundance of fish species in the tributaries of the Itacaiúnas river are influenced by variations in the environmental characteristics of the water body. Our study provides important data for the assessment of water quality in maintaining the ecological processes of these aquatic communities. In addition, it contributes to a better understanding of the richness and abundance of fish species in this site, which is subject to constant human intervention, providing valuable information for future conservation and monitoring strategies. However, we emphasize the need to incorporate new *habitat* metrics, as we selected only physicochemical characteristics and two channel morphology variables to allow a more comprehensive and effective study of this environment.

Acknowledgments

We would like to thank ICMBio and FUNTEC-DF for their financial support in conducting field collections and providing the necessary equipment for this research. Additionally, we thank the Núcleo de Ecologia Aquática e Pesca da Amazônia, located at the Federal University of Pará, Guamá Campus, for providing the Aquatic and Quantitative Ecology Laboratory for fish sorting, identification, and analysis. We also extend our gratitude to the entire field and laboratory team that assisted in the process.

References

1. Rezende CF. Estrutura da comunidade de macroinvertebrados associados ao folhiço submerso de remanso e correnteza em igarapés da Amazônia Central. Biota Neotrop 2007; 7:301–5. https://doi.org/10.1590/S1676-06032007000200034.

[2] Moritz C, Patton JL, Schneider CJ, Smith TB. Diversification of rainforest faunas: An integrated molecular approach. Annu Rev Ecol Syst 2000; 31: 533-63. https://doi.org/10.1146/annurev.ecolsys.31.1.533.

[3] Barbosa HDO, De Souza MF, Ondei LDS, Teresa FB. Conhecimento ecológico local e percepção dos impactos ambientais por moradores da zona rural sobre riachos e peixes da bacia do alto rio Tocantins, Goiás, Brasil. Ethnoscientia 2017; 2. https://doi.org/10.22276/ethnoscientia.v2i1.63.

[4] ICMBio. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Carajás. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade 2016.

[5] Medeiros R, Young CE. Contribuição das unidades de conservação brasileiras para a economia nacional: relatório final. 2011.

[6] Gabriel FÂ, Hauser-Davis RA, Soares L, Mazzuco ACA, Rocha RCC, Saint Pierre TD, et al. Contamination and oxidative stress biomarkers in estuarine fish following a mine tailing disaster. PeerJ 2020; 8: e10266. https://doi.org/10.7717/peerj.10266.

[7] Freitas PV. Montag LFA, Ilha P, Torres NR, Maia C, Deegan L, et al. Local effects of deforestation on stream fish assemblages in the amazon-savannah transitional area. Neotropical Ichthyology 2021; 19. https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0098.

[8] Fitriyyah I, Firdaus MY, Kusumorini A, Taufiq R, Akbar M, Biologi S, et al. Diversity of fish species as bioindicators of water quality in the Cikapundung River, Bandung City 2024. https://doi.org/10.29303/jbt.v24i3.7009.

[9] Freitas CEC, Siqueira-Souza FK. O uso de peixes como bioindicador ambiental em áreas de várzea da bacia amazônica. Revista Agrogeoambiental 2009; 1. https://doi.org/10.18406/2316-1817v1n2200975.

[10] Araújo FG. Adaptação do índice de integridade biótica usando a comunidade de peixes para o rio Paraíba do Sul. Rev Bras Biol 1998; 58: 547-58. https://doi.org/10.1590/S0034-71081998000400002.

[11] Chovanec A, Hofer R, Schiemer F. Chapter 18 Fish as bioindicators, 2003, p. 639-76. https://doi.org/10.1016/S0927-5215(03)80148-0.

[12] Angermeier PL. Fish conservation: A guide to understanding and restoring global aquatic biodiversity and fishery resources. J North Am Benthol Soc 2008; 27: 802-4. https://doi.org/10.1899/0887-3593(2008)27[802:br]2.0.co;2.

[13] Casatti L. Alterações no Código Florestal Brasileiro: impactos potenciais sobre a ictiofauna. Biota Neotrop 2010; 10: 31-4. https://doi.org/10.1590/S1676-06032010000400002.

[14] Dias RR, Paradella WR. Integração de dados aéreos gamaespectrométricos com imagens TM-Landsat no mapeamento geológico da área do Pojuca, província mineral de Carajás. Revista Brasileira de Geofísica 1997; 15: 23-34. https://doi.org/10.1590/S0102-261X1997000100003.

[15] Rolim SG, Couto HTZ do, Jesus RM de, França JT. Modelos volumétricos para a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquirí, Serra dos Carajás (PA). Acta Amazon 2006; 36:107-14. https://doi.org/10.1590/S0044-59672006000100013.

[16] Queiroz L, Torrente-Vilara G, Ohara W, Pires T, Zuanon J, Doria C. Peixes do Rio Madeira. 2013.

[17] Sleen P, Albert JS. Field Guide Amazon Orinoco & Guianas. 2017.

[18] R Core Team. _R: A Language and Environment for Statistical Computing_. R Foundation for Statistical Computing, Vienna, Austria 2023. <https://www.R-project.org/>.

[19] Oksanen J, Simpson G, Blanchet F, Kindt R, Legendre P, Minchin P. et al. Vegan: Community Ecology Package. R package version 2. 6-4, 2022. <https://CRAN.R-project.org/package=vegan>.

[20] Fox J, Weisberg S. An R Companion to Applied Regression. Third edition. Sage, Thousand Oaks CA. 2019. <https://socialsciences.mcmaster.ca/jfox/Books/Companion/>.

[21] Tejerina-Garro F, Maldonado M, Ibañez C, Pont D, Roset N, Oberdorff T. Effects of natural and anthropogenic environmental changes on riverine fish assemblages: a framework for ecological assessment of rivers. Brazilian Archives of Biology and Technology 2005; 48: 91-108.

[22] Esteves F. Fundamentos de Limnologia. 3ª. interciência; 2011.

[23] Casatti L, Langeani F, Ferreira CP. Effects of physical habitat degradation on the stream fish assemblage structure in a pasture region. Environ Manage 2006; 38: 974-82. https://doi.org/10.1007/s00267-005-0212-4.

[24] Junqueira NT, Macedo DR, Souza RCR, Hughes RM, Callisto M, Pompeu PS. Influence of environmental variables on stream fish fauna at multiple spatial scales. Neotropical Ichthyology 2016; 14. https://doi.org/10.1590/1982-0224-20150116.

[25] Osmundson DB, Ryel RJ, Lamarra VL, Pitlick J. Flow-sediment-biota relations: Implications for river regulation effects on native fish abundance. Ecological Applications 2002; 12: 1719. https://doi.org/10.2307/3099934.

[26] Fernandes IM, Sacoman KJ, Farias-Neto JP, Silva HP, Vendruscolo J, Lourenço LS. Effect of environmental and spatial factors on small-sized fish assemblages in a tropical river. Acta Amazon 2021; 51: 129-38. https://doi.org/10.1590/1809-4392202002303.

[27] Moniruzzaman M, Bhowmick AR, Karan S, Mukherjee J. Spatial heterogeneity within habitat indicates the community assemblage pattern and life strategies. Ecological indicators 2021; 123: 107365. https://doi.org/10.1016/j.ecolind.2021.107365.

[28] Angermeier PL, Schlosser IJ. Species-area relationship for stream fishes. Ecology 1989; 70(5), 1450-1462. https://doi.org/10.2307/1938204.

[29] Lunt J, Smee DL. Turbidity alters estuarine biodiversity and species composition. ICES Journal of Marine Science 2020; 77: 379-87. https://doi.org/10.1093/icesjms/fsz214.

[30] Stuart-Smith RD, Stuart-Smith JF, White RWG, Barmuta LA. The effects of turbidity and complex habitats on the feeding of a galaxiid fish are clear and simple. Mar Freshw Res 2007; 58: 429. https://doi.org/10.1071/MF06240.

[31] Odum EP, Finn JT, Franz EH. Perturbation theory and the subsidy-stress gradient. Bioscience 1979; 29: 349-52. https://doi.org/10.2307/1307690.

[32] Feng K, Deng W, Zhang Y, Tao K, Yuan J, Liu J, et al. Eutrophication induces functional homogenization and traits filtering in Chinese lacustrine fish communities. Science of the Total Environment 2023; 857: 159651. https://doi.org/10.1016/j.scitotenv.2022.159651.

[33] Brandl SJ, Johansen JL, Casey JM, Tornabene L, Morais RA, Burt JA. Extreme environmental conditions reduce coral reef fish biodiversity and productivity. Nature Communications 2020; 11(1): 3832. https://doi.org/10.1038/s41467-020-17731-2.

[34] Connell JH. Diversity in tropical rain forests and coral reefs. Science (1979) 1978; 199: 1302-10. https://doi.org/10.1126/science.199.4335.1302.

[35] Mueller JS, Grabowski TB, Brewer SK, Worthington TA. Effects of temperature, total dissolved solids, and total suspended solids on survival and development rate of larval Arkansas River Shiner. J Fish Wildl Manag 2017; 8: 79-88. https://doi.org/10.3996/112015-JFWM-111.

[36] Ortega JCG, Figueiredo BRS, da Graça WJ, Agostinho AA, Bini LM. Negative effect of turbidity on prey capture for both visual and non-visual aquatic predators. Journal of Animal Ecology 2020; 89: 2427-39. https://doi.org/10.1111/1365-2656.13329.

[37] Brejão GL, Hoeinghaus DJ, Pérez-Mayorga MA, Ferraz SFB, Casatti L. Threshold responses of Amazonian stream fishes to timing and extent of deforestation. Conservation Biology 2018; 32: 860-71. https://doi.org/10.1111/cobi.13061.

[38] Pott CM, Dala-Corte RB, Becker FG. Body size responses to land use in stream fish: the importance of different metrics and functional groups. Neotropical Ichthyology 2021; 19. https://doi.org/10.1590/1982-0224-2021-0004.

[39] Ferreira CP, Casatti L. Influência da estrutura do hábitat sobre a ictiofauna de um riacho em uma micro-bacia de pastagem, São Paulo, Brasil. Rev Bras Zool 2006; 23: 642-51. https://doi.org/10.1590/S0101-81752006000300006.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Fotogrametria como ferramenta ecoturística da trilha Lagoa da Mata na Floresta Nacional de Carajás, Pará

Michely Rocha Vieira[1]
https://orcid.org/ 0009-0008-7385-9867
* Contato principal

Keylla da Silva Simão[1]
https://orcid.org/ 000000-0003-1770-4998

Gustavo Pessin[2]
https://orcid.org/0000-0002-7411-9229

Luiz de Barros[2]
https://orcid.org/0000-0003-3842-2906

Arthur Angelo da Silva Alves[1]
https://orcid.org/0009-0000-4920-9540

Joabe da Silva Xavier[1]
https://orcid.org/0009-0005-8115-3846

Anderson de França Silva[1]
https://orcid.org/ 0000-0002-4321-5023

André Luiz Maciel Cid[2]
https://orcid.org/0009-0003-7465-2175

Antônio Silveira[3]
https://orcid.org/ 0000-0001-5368-5283

[1] Instituto Federal de Educação, Ciência e Tecnologia do Pará/IFPA – Campus Parauapebas, Parauapebas/PA, Brasil. <michely.vieira.ifpa@gmail.com, simaokeylla@gmail.com, arthurangelos.alves@gmail.com, joabe.xavier.silva@gmail.com, anderson.silva@ifpa.edu.br>.

[2] Instituto Tecnológico Vale/ITV, Ouro Preto/MG, Brasil. <gustavo.pessin@itv.org, luiz.barros@itv.org, andre.cid@aluno.itv.org>.

[3] Universidade Federal do Pará/UFPA, Belém/PA, Brasil. <asilveira@ufpa.br>.

Recebido em 16/08/2024 – Aceito em 23/12/2024

Como citar:

Vieira MR, Pessin G, Barros L, Alves AAS, Xavier JS, Silva AF, Cid ALM, Silveira A. Fotogrametria como ferramenta ecoturística da trilha Lagoa da Mata na Floresta Nacional de Carajás, Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 47-57. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.24.

Palavras-chave: Fotogrametria; ecoturismo; conservação ambiental; modelagem 3D; FLONA de Carajás.

RESUMO – A Floresta Nacional (FLONA) de Carajás, localizada no estado do Pará, é uma unidade de conservação (UC) federal de uso sustentável que abrange paisagens singulares associadas às áreas de afloramento ferrífero, dentre elas, as lagoas perenes e temporárias, que compõem o único geossistema ferrífero brasileiro na Amazônia. Tendo em vista o potencial turístico dessa UC, atrelado à necessidade de atender os critérios de manejo sustentável, pesquisa científica e educação ambiental, como ferramentas de conservação, esta pesquisa estuda a utilização da técnica de fotogrametria no modelamento tridimensional da trilha ecológica da lagoa da mata como forma de conservar, divulgar os espaços endêmicos lacustres e contribuir para um turismo sustentável e de acesso plural da FLONA de Carajás. Para isso, houve a utilização do programa *AliceVision Meshroom* para o modelamento das fotografias da trilha, catalogadas com a câmera DJI *Pocket* 1. Os resultados apontam a limitação da reconstrução tridimensional do *software* em ambientes com vegetação densa e saldos positivos de outras estruturas. Dessa forma, para que a fotogrametria seja utilizada como ferramenta ecoturística da região de Carajás, é preciso o estudo de *softwares* e algoritmos de reconstrução e a viabilidade de usá-los, além do investimento em equipamentos mais especializados que possam fornecer dados mais robustos.

Photogrammetry as an ecotourism tool in the Lagoa da Mata Trail in the Carajás National Forest (Brazil)

Keywords: Photogrammetry; ecotourism; environmental conservation; 3D modeling; FLONA de Carajás.

ABSTRACT– The *Carajás* National Forest, located in the state of *Pará,* Brazil is a Federal protected area (PA) for sustainable use that encompasses unique landscapes associated with iron outcrop areas, among them, the perennial and temporary lakes, which compose the only Brazilian iron geosystem in the Amazon. Considering the touristic potential of this PA, linked to the need to meet the criteria for sustainable management, scientific research, and environmental education as conservation tools, this research studies the use of a method of interaction with nature, using the technique of photogrammetry in the three-dimensional modeling of the ecological trail of the forest lake as a way to conserve, promote the endemic lacustrine spaces, and contribute to sustainable and plural access tourism of National Florest of *Carajás*. For this, the AliceVision Meshroom program was used for the modeling of the trail photographs, cataloged by one with the DJI Pocket 1 camera of the trail. The results point to the limitation of the *software's* three-dimensional reconstruction in environments with dense vegetation and positive outcomes from other structures. Thus, for photogrammetry to be used as an ecotourism tool in the *Carajás* region, it is necessary to study reconstruction *software* and algorithms and the feasibility of using them, in addition to investing in more specialized equipment that can provide more robust data.

La fotogrametría como herramienta de ecoturismo para el sendero de la *Lagoa da Mata* en la *Floresta Nacional de Carajás* (Brasil)

Palabras clave: Fotogrametría; ecoturismo; conservación del medio ambiente; modelado 3D; FLONA de Carajás.

RESUMEN – A Floresta Nacional de *Carajás*, situada en el estado de *Pará*, Brasil es una Unidad de área protejida (AP) de uso sostenible que engloba paisajes únicos asociados a áreas de afloramientos de mineral de hierro, incluyendo lagunas perennes y temporales, que conforman el único geosistema brasileño de mineral de hierro de la Amazonia. Teniendo en cuenta el potencial turístico de esta Área de Conservación, es necesario cumplir los criterios de gestión sostenible, investigación científica y educación ambiental como herramientas de conservación. La investigación estudia el uso de un método de interacción con la naturaleza, utilizando la técnica de la fotogrametría en la modelización tridimensional del sendero ecológico de la *Lagoa da Mata* como forma de conservar y divulgar las áreas lacustres endémicas y contribuir al turismo sostenible y al acceso plural a la FLONA de *Carajás*. Para ello, se utilizó el programa *AliceVision Meshroom* para modelar las fotografías catalogadas por una cámara DJI *Pocket* 1 del sendero. Los resultados muestran que la reconstrucción tridimensional del *software* es limitada en entornos con vegetación densa y saldos positivos de otras estructuras. Por lo tanto, para que la fotogrametría sea utilizada como herramienta de ecoturismo en la región de Carajás, es necesario estudiar los *softwares* y algoritmos de reconstrucción y la viabilidad de su uso simultáneo, así como invertir en equipos más especializados que puedan proporcionar datos más robustos.

Introdução

A região de Serra dos Carajás, no estado do Pará, é um dos seis geossistemas ferruginosos do Brasil e o único localizado na Amazônia [1]. Geossistemas ou geoambientes são delimitações de combinações de fatores geomorfológicos, climáticos e hidrológicos; tais combinações deixam sinais visíveis na estrutura e composição das formações vegetais. São unidades ambientais indicadoras de diversidade biológica [2]. As áreas ferruginosas são caracterizadas pela alta concentração de ferro em solo, gerando unidades ambientais únicas e complexas [3]. Atualmente, a descomunal jazida mineral de ferro em Carajás e a atividade de mineração associada se encontram na área de proteção ambiental da Floresta Nacional (FLONA) de Carajás [4].

CC BY NC ND

Concomitantemente, esse endemismo, que se refere ao conjunto de atributos naturais envolvendo área reduzida, à presença de espécies endêmicas ou de distribuição restrita, sob diferentes graus de risco, é indicadore do status de alta vulnerabilidade dos ecossistemas associados às formações ferríferas da região e, por isso, atrai grande visibilidade turística para a FLONA de Carajás [2]. Entre os pontos de visitação se destacam seus sítios arqueológicos, cachoeiras e lagoas ferruginosas [1].

O plano de pesquisas prioritários desses ambientes singulares, disponibilizado pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), evidencia a presença das lagoas perenes e temporárias no ambiente [5]. Elas, sendo alimentadas principalmente pelas águas do escoamento superficial das chuvas, garantem para o ecossistema importantes fontes de água que beneficiam a fauna circundante e abrigam diversas espécies de flora; além disso, quando classificadas como lagoas permanentes, atuam como zonas de recarga para o sistema aquífero regional e nascentes, e as lagoas temporárias, em menor área e profundidade, tendem a abrigar espécies raras [5]. Assim, as lagoas perenes e sazonais têm importância fundamental nas estratégias de conservação do plano de gestão da FLONA de Carajás [6] e proteção do geossistema ferruginoso da Amazônia brasileira [1][7].

A experiência visual no ecoturismo permite um conhecimento e um reconhecimento do meio ambiente através de aprendizados, descobertas, aventuras, lições de vida, reflexões, memória e associações. Pode-se afirmar que o ecoturismo proporciona estímulos sensíveis e intrínsecos a uma experiência ambiental direta ou indireta, profunda e intensa. Quando falamos de fotogrametria, temos um exemplo de sucesso que é a recriação digital dos estromatólitos da Fazenda Arrecife, na Chapada Diamantina, Bahia. Esse método, de mais baixo custo comparativamente aos demais atualmente disponíveis, pode ser utilizado como subsídio para a implementação de museus virtuais, formas de conservação e divulgação do conhecimento. O modelo ainda traz possibilidades educativas, pois o uso de pode funcionar como ferramenta importante para a proteção do patrimônio geológico de um território ou região [8][9].

A FLONA de Carajás possui plano de manejo [10][5] que, aliado ao Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) [12], promovem o desenvolvimento da educação ambiental e do ecoturismo na UC como ações primordiais na construção de valores focados na conscientização, sensibilização e conservação do meio ambiente [2] [13][12][11]. Para isso, as trilhas ecológicas foram desenvolvidas como artifício pedagógico e turístico [13]. Em Carajás, o exemplo é a trilha lagoa da mata (Figura 1), onde o visitante tem contato com as espécies arbóreas mais comuns da unidade, conhecem áreas de reintrodução de flora e a lagoa sazonal, formada a partir do escoamento das águas da chuva da vegetação do seu entorno [13].

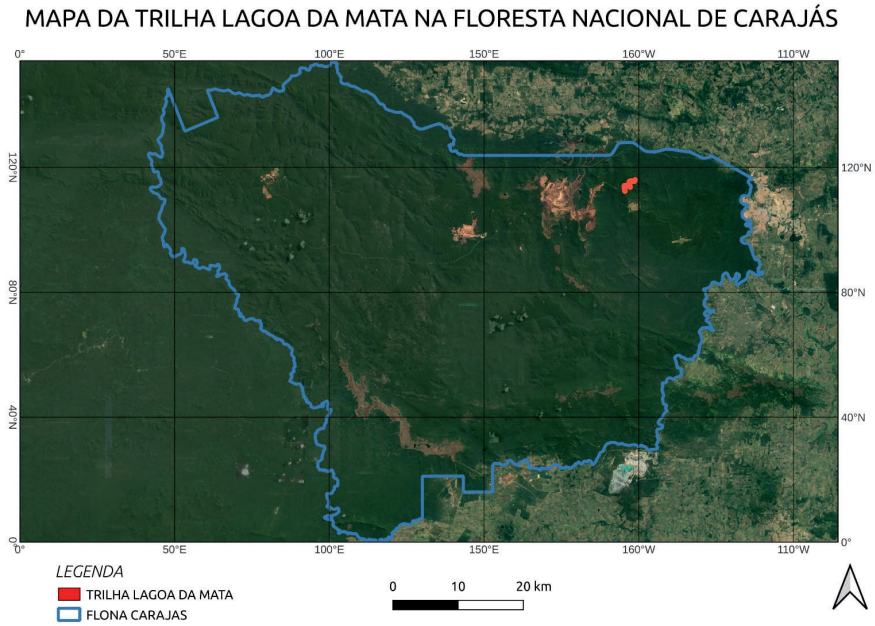


Figura 1 – Mapa de localização da trilha Lagoa da Mata na Floresta Nacional de Carajás, Pará, demonstrando a distância do centro urbano.
Fonte: Autor (2024).

Esse potencial econômico associado ao ecoturismo pode transmutar áreas antes remotas com pouco desenvolvimento em pontos de visitação [14]. Um exemplo disso é o trabalho de Fernández-Lozano & Gutiérrez-Alonso (2017), em que os autores realizam a fotogrametria em um afloramento da Floresta Carbonífera de Alejico (Espanha), desenvolvendo cenários virtuais de visitas e promovendo o geoturismo responsável [9].

Observadas as demandas por uma educação ambiental integrativa com os espaços naturais como forma de conservar e divulgar esses ambientes endêmicos lacustres da FLONA Carajás, escolheu-se nesta pesquisa a aplicação da fotogrametria para contribuir no processo. A fotogrametria se baseia na extração de medidas a partir de fotografias, possibilitando o mapeamento e modelamento tridimensional (3D) desses recintos [15]. Portanto, este estudo tem como objetivo explorar o uso da fotogrametria como uma ferramenta para o desenvolvimento do ecoturismo na FLONA de Carajás, especificamente na modelagem 3D da trilha Lagoa da Mata, visando promover o acesso sustentável e a preservação de áreas endêmicas com o objetivo de construir e disponibilizar outro meio de contato com a UC FLONA de Carajás, gerando democratização e incentivando o turismo sustentável, explorou-se nesta pesquisa o potencial da reconstrução 3D do passeio da trilha ecológica.

Materiais e Métodos

A trilha geoecológica Lagoa da Mata, localizada na região de Serra Norte (N5) (6°02'40.3"S 50°05'30.9"W) de Carajás, foi definida como objeto de estudo por seu potencial ecoturístico já explorado na FLONA de Carajás. Além disso, por conter como infraestrutura principal um objeto físico, que poderia facilitar tanto o procedimento fotogramétrico quanto tornar o material final mais visualmente atrativo (Figura 2) que permite uma passagem sobre a lagoa ferruginosa. Trilha geoecológica é o percurso em áreas naturais que une aspectos geológicos e ecológicos, combinando formações geológicas como rochas e relevo, além da biodiversidade da fauna e flora locais. Assim, fornecendo uma vista panorâmica do espaço.



Figura 2 – Seções da ponte sobre a lagoa e distância da área de mina.
Fonte: Autor (2023).

Na fase inicial da metodologia, as imagens foram capturadas com a câmera DJI *Pocket* 1 (Figura 3), por meio de uma visita *in loco*. O principal método de captura foi a produção de vídeos para captar o ambiente, cena a cena, de maneira mais uniforme e estável, assim potencializando a capacidade do *software* em fazer um cruzamento eficiente entre as imagens, que posteriormente seriam extraídas. A configuração da câmera seguiu as recomendações do fabricante, e a coleta abrangeu diferentes posições e ângulos. As imagens extraídas foram transferidas para o computador, organizadas de acordo com o contexto e verificadas quanto à qualidade do material, a fim de descartar imagens borradas, tremidas que poderiam comprometer a qualidade do modelo 3D.

CC BY NC ND

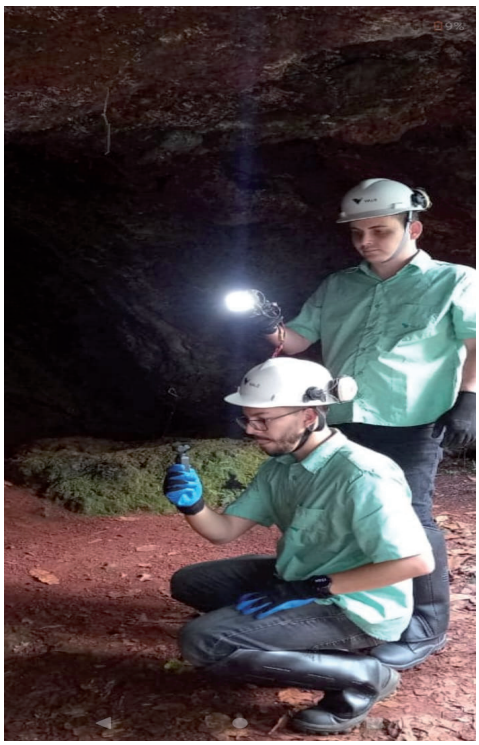




Figura 3 – Câmera utilizada, a DJI Pocket 1, e o operador manuseando o equipamento durante a coleta de imagens na área de pesquisa.
Fonte: Autor (2023).

Com base no trabalho de Resende [15], a definição do *software* utilizado colocou em critério características como *Open source,* capacidade de alavancar dados de nuvem de pontos, nuvem densa, superfície e textura do ambiente. Considerando a interface usuário-máquina mais amigável e a aplicação de abrangência na fotogrametria, o processamento pelo *software Alice Vision Meshroom*, foi considerado como o mais adequado, por preencher os critérios anteriores e entregar resultados com menores buracos em modelamento 3D. Assim, foi possível analisar a viabilidade e a qualidade da reconstrução tridimensional deste ambiente por meio da técnica fotogramétrica.

No segundo estágio, o foco direcionou-se ao pré-processamento das imagens e à configuração do *software AliceVision Meshroom.* Após a instalação e configuração do *Meshroom,* os parâmetros de entrada foram definidos considerando a resolução e características específicas da câmera DJI *Pocket* 1. Ajustes adicionais no fluxo de trabalho do *software* foram realizados para otimizar a compatibilidade entre *software* e *hardware*, AMD Ryzen 5, NVIDIA RTX, no processo de reconstrução. A execução do *Meshroom* foi monitorada de perto, identificando eventuais erros e garantindo um progresso consistente. A qualidade da nuvem de pontos (Figura 4) foi avaliada com base em 25 fotos do trajeto, originárias de um vídeo e focado na reconstrução da ponte da lagoa.

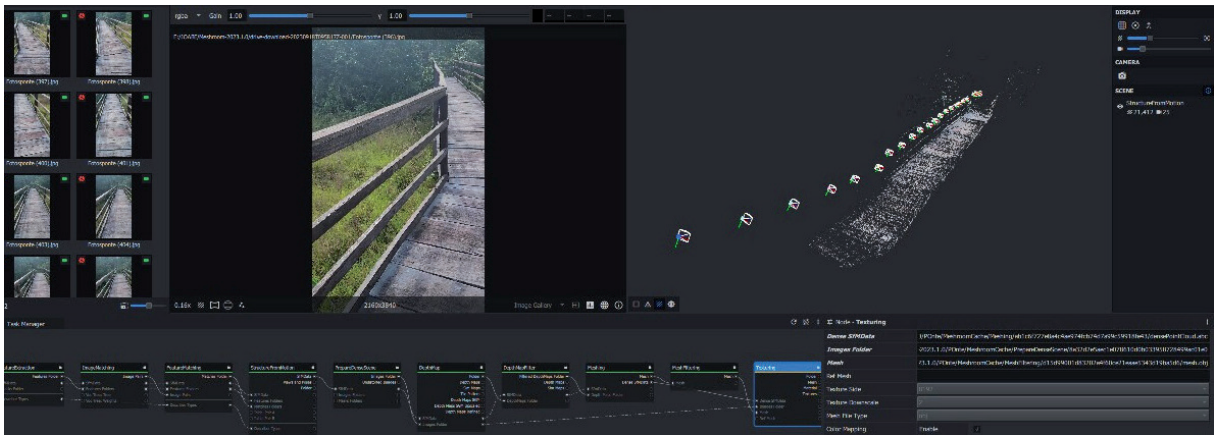


Figura 4 - Interface de processamento em *software* e nuvem de pontos formada da Trilha Lagoa da Mata, FLONA Carajás, Pará.
Fonte: *AliceVision Meshroom* (2023).

Resultados e Discussão

Desafios de implementação

Embora possamos visualizar de forma satisfatória a estrutura da ponte no trecho reconstruída digitalmente em uma representação tridimensional (Fig. 6), nos deparamos com limitações ao tentar construir uma nuvem de pontos do ambiente externo à ponte (Figura 5), pois esse ambiente inclui o céu, a superfície da água da lagoa e a densa vegetação da floresta circundante.

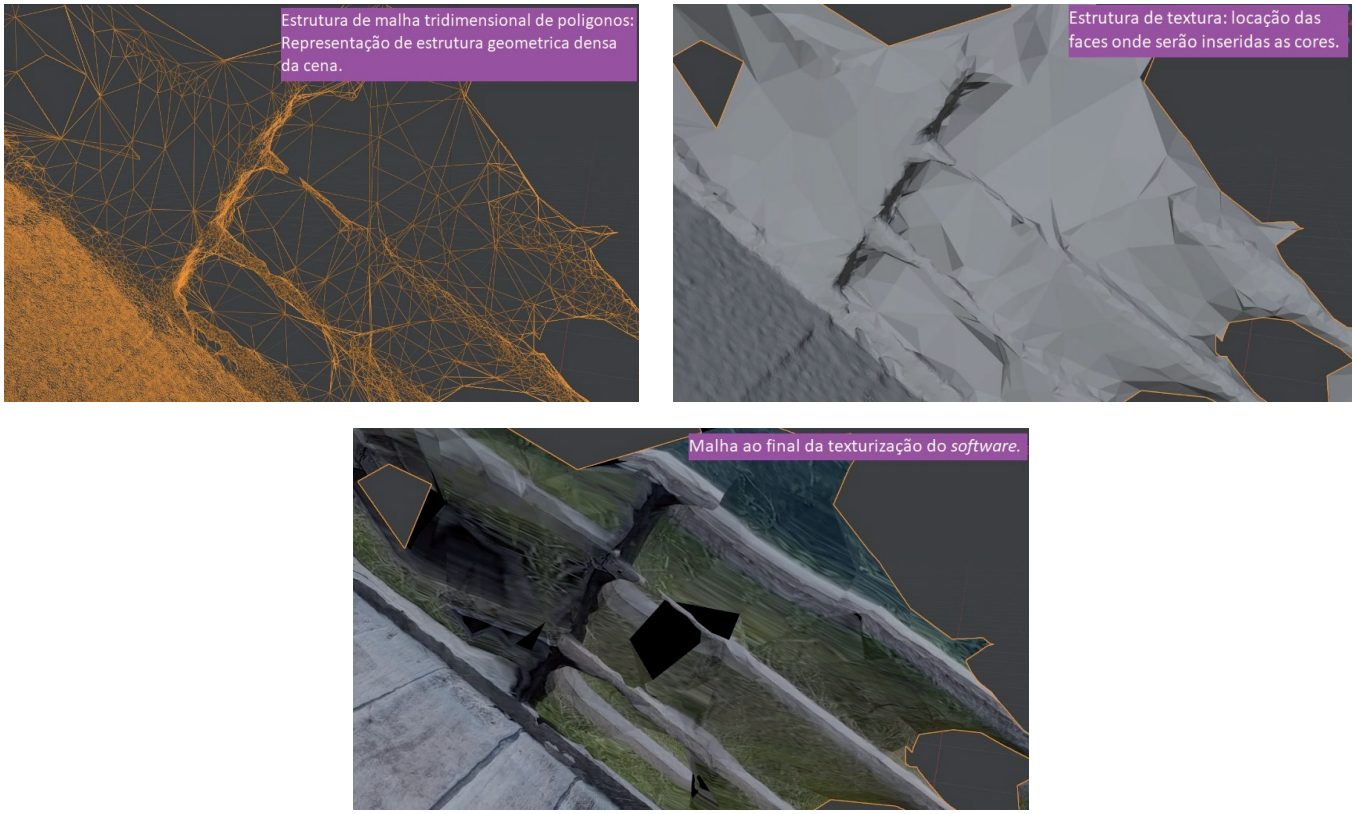


Figura 5 – O mosaico de imagens representando o processo de modelamento 3D da ponte reconstruída; na primeira etapa o software gera linhas de polígonos, após a texturização há o preenchimento com a imagem 2D. Aqui podemos ver claramente a deformação nas sobreposições foto x textura.
Fonte: Autores (2024).

O resultado final gerado pelo *software* é a texturização - Texturing no AliceVision refere-se ao processo de computar a textura em um *mesh* - que adiciona cor ao objeto tornando-o mais reconhecível aos olhos humanos (Figura 6). Com esse resultado é possível ver com mais detalhes os erros e os acertos na reconstrução. Nota-se uma dificuldade na diferenciação dos pontos em que fazem parte da estrutura do corrimão e os que deveriam ser identificados como vegetação. Além disso, a água e o céu não aparecem. Entretanto, temos uma representação fiel do trecho e de seu piso, além de uma textura consistente e detalhada do ambiente.



Figura 6 - *Texturização* da Trilha Lagoa da Mata, FLONA Carajás, Pará; nesse resultado mostra a reconstrução do objeto da ponte e falhas em partes da estrutura próximas da vegetação.
Fonte: *AliceVision Meshroom* (2023).

Na Figura 7 é descrita essa carência de pontos de reconhecimentos nas regiões onde existem grandes medidas de luminosidade no céu. No que concerne à reprodução da água, as dificuldades de reprodução residem nas suas propriedades reflexivas, o que torna a determinação de localização do objeto (água) complicada de ser definida, diminuindo a precisão na reconstrução 3D. Quanto à questão das plantas, é mais fácil de se entender o problema em sua reconstrução 3D, pois elas não se mantêm estáticas durante o período de coleta de imagem, tornando-as um objeto complexo demais para a definição de forma automático pelo *software AliceVision Meshroom*.

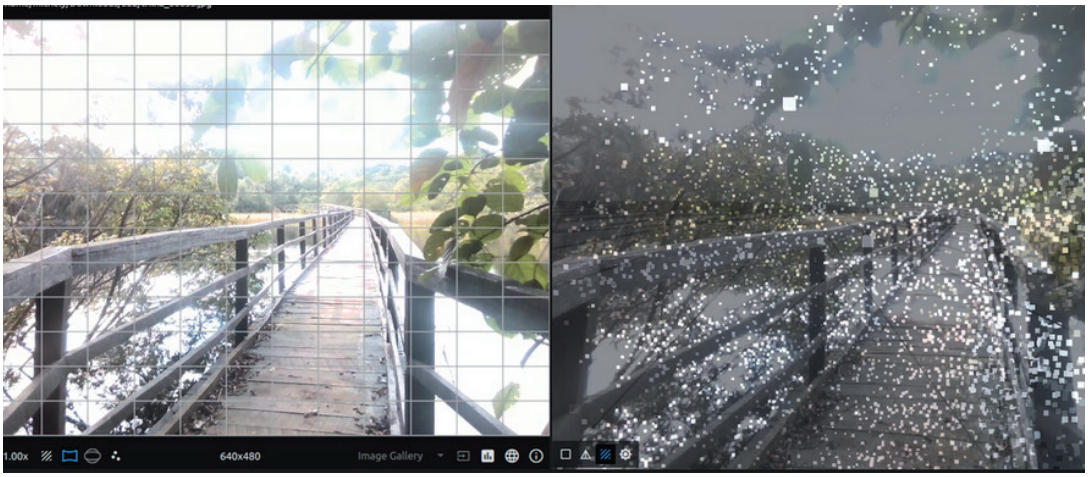


Figura 7 – Interface de processamento em *software* para a formação de nuvem de pontos na Trilha Lagoa da Mata, FLONA Carajás, Pará; os pontos construídos usando a lógica de contraste da imagem são a base de construção da nuvem de polígonos, na imagem acima fica evidente abaixo reconhecimento da área com vegetação em comparação a estrutura da ponte.
Fonte: *AliceVision Meshroom* (2023).

Uma possibilidade para a resolução do problema da renderização de plantas, do céu e de superfícies que causam reflexão e refração, como a água, é o uso de tecnologias de *machine learning* para identificá-los e marcar suas posições para futura substituição ou correção em um pós-processamento com *assets* 3D prontos para as plantas, alguma simulação de fluido para as águas e imagens ilustrativas no caso do céu.

Como exemplo viável para identificação de plantas temos o aplicativo *PictureThis* [16], um *software* de identificação de flora que utiliza tecnologia de reconhecimento de imagem para a determinação de plantas em fotos tiradas pelos usuários. Considerando a possibilidade de um software com a mesma funcionalidade integrado à máquina para marcar coordenadas e tempo, teríamos um resultado satisfatório na substituição de parte da reconstrução.

A principal dificuldade na implementação de um sistema de identificação de elementos específicos em imagens para reconstrução 3D, como mencionado anteriormente, reside na integração eficaz desse sistema com o equipamento de fotogrametria. Isso é crucial para garantir que os dados coletados estejam perfeitamente sincronizados com as capturas em andamento. O desafio decorre do fato de que a identificação objetiva de várias espécies em um único quadro pode ser demorada, enquanto ainda é necessário capturar com precisão suas posições e tamanhos.

Existem diversos *softwares* e aplicativos que também podem fazer a reconstrução por fotogrametria, estão o Agisoft Metal Shape, é amplamente utilizado para mapeamento topográfico, modelagem de terrenos e documentações arqueológicas. Também há o Pix4d, outro *software* de fotogrametria que transforma imagens aéreas ou terrestres em modelos 3D e mapas. É utilizado em várias áreas, incluindo agricultura, construção e gestão ambiental e entre outros. Esses *softwares* podem ser complementados com o QGIS, *software* de sistema de informação geográfica (SIG) de código aberto, amplamente utilizado para criar e analisar mapas e dados espaciais, incluindo trilhas.

Conservação e uso sustentável em ambientes ferruginosos

No Brasil, não existe uma lei específica dedicada exclusivamente a ambientes ferruginosos, mas várias legislações abordam sua conservação e manejo sustentável. A Lei n. 9.985/2000, conhecida como SNUC, regula as UCs e promove a conservação da biodiversidade, incluindo as cangas. Outra legislação relevante é a Lei n. 12.651/2012, o Código Florestal, que define diretrizes para a proteção de florestas e vegetação, sendo importante para áreas de cangas, que são afloramentos de rochas ferruginosas formados há milhões de anos [7].

As UCs de uso sustentável são categorias de áreas protegidas que permitem a utilização controlada dos recursos naturais, buscando um equilíbrio entre a conservação ambiental e o desenvolvimento econômico. Elas podem se classificar em: área de proteção ambiental, área de relevante interesse ecológico, floresta nacional, reserva extrativista, reserva de fauna e reserva de desenvolvimento sustentável [7].

As florestas nacionais (FLONAs), tema de estudo desta pesquisa, são destinadas à conservação da biodiversidade e à pesquisa científica, além de permitir atividades como turismo e coleta de produtos florestais, promovendo o uso sustentável. Na região de Carajás, além da FLONA de Carajás, destaca-se a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, que possui uma área de 1965,0 km^2 e está situada em partes dos municípios de Marabá, São Félix do Xingu e Parauapebas, no estado do Pará [6]. A FLONA de Carajás, no entanto, é a única caracterizada pela presença de áreas de cangas. Além das cangas da Serra dos Carajás, existem outros ambientes ferruginosos no Brasil e em outras partes do mundo, como Cangas do Quadrilátero Ferrífero (Minas Gerais), Cangas do Parque Nacional de Itatiaia e alguns Sistemas de Cangas na Floresta Atlântica.

Os impactos da mineração em ambientes ferruginosos influenciam na conservação e no uso sustentável dessas áreas protegidas, portanto, é essencial a promoção de um diálogo sobre a sustentabilidade e a proteção da biodiversidade, o que pode ser feito a partir do ecoturismo e geoturismo, que é focado na geodiversidade e nos aspectos geológicos, como formações rochosas, solos e paisagens, que são atraentes para os turistas. conforme estudo da pesquisadora Jasmine Moreira [17].

Métodos de monitoramento de trilhas e tecnologias da informação e comunicação (TICS)

Para o monitoramento de trilhas, a abordagem utilizada é um método adequado atrelado a alguma tecnologia da informação e comunicação, com o fim na integração dos dados. Entre os métodos, destaca-se o LAC (Limits of Acceptable Change). Trata-se de uma abordagem estruturada para o gerenciamento

de áreas naturais, especialmente em contextos onde o turismo e outras atividades humanas podem impactar ecossistemas sensíveis. funciona por meio de um processo sistemático que envolve várias etapas, como a identificação de valores, definição de indicadores, estabelecimento de limites, monitoramento contínuo e adaptação das práticas de gestão com base nos dados coletados [18].

Na área de tecnologias da informação e comunicação (TICs), é possível contribuir para o planejamento e gestão de UCs, utilizando geoprocessamento e SIG para identificar zonas de uso sustentável e áreas prioritárias para conservação. O geoprocessamento trata sobre um conjunto de técnicas matemáticas e computacionais. Os SIGs correspondem às ferramentas computacionais de geoprocessamento, que permitem a realização de "análises complexas, ao integrar dados de diversas fontes e ao criar bancos de dados georreferenciados" [19]. Com o geoprocessamento como método de coleta de dados para criar mapas, é possível analisar dados sobre biodiversidade, uso do solo e pressões ambientais que ajudem na gestão eficaz dessas áreas.

Conclusão

A fotogrametria, quando empregada como ferramenta ecoturística, é uma técnica inicial para atingir os objetivos propostos, que incluem a criação de passeios virtuais e modelos físicos de ambientes naturais, elementos importantes na educação e conscientização ambiental. A principal limitação desse método está na dificuldade do *software* em reconstruir ambientes com vegetação.

A integração de reconhecimento de imagem ao equipamento de fotogrametria representa uma promissora abordagem para identificar e marcar elementos específicos, como plantas, água e céu, facilitando a substituição ou correção desses elementos na reconstrução 3D. Apesar dos desafios técnicos envolvidos, como a sincronização precisa de dados coletados em tempo real, essa abordagem oferece perspectivas promissoras para aprimorar a precisão e a fidelidade das reconstruções 3D, contribuindo para uma representação mais completa e detalhada do ambiente.

A eficácia da fotogrametria como uma ferramenta ecoturística pode ser aprimorada através da exploração de diferentes *softwares* e algoritmos. Isso pode envolver a busca por soluções que sejam mais eficientes na reconstrução de ambientes complexos, como trilhas naturais, e que possam superar as limitações identificadas no estudo atual.

Explorar outras opções de *softwares* e algoritmos pode incluir a avaliação de ferramentas que oferecem recursos avançados de processamento de imagens, reconstrução 3D e análise de dados. Além disso, pode ser útil considerar abordagens que integrem técnicas de aprendizado de máquina e visão computacional para melhorar a precisão e a eficiência da fotogrametria em ambientes naturais.

Em última análise, ao aprimorar a fotogrametria como uma ferramenta ecoturística em Carajás, é importante buscar soluções que atendam às necessidades específicas do ambiente e das atividades turísticas envolvidas, ao mesmo tempo em que garantem resultados precisos e confiáveis na reconstrução do ambiente. Isso pode envolver um processo iterativo de pesquisa, teste e avaliação de diferentes *softwares* e abordagens para encontrar a combinação mais adequada às demandas do projeto.

Agradecimentos

O presente trabalho é devido à colaboração entre o Instituto Federal do Pará - Campus Parauapebas e o Instituto Tecnológico Vale (ITV); com apoio da Secretaria Municipal de Turismo de Parauapebas; e da Vale S.A.

Referências

1. Carmo FF & Kamino LH. Geossistemas Ferruginosos do Brasil: áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais. Belo Horizonte: 3i Editora; 2015.

2. Araujo HR de, Lobo HAS. Parcerias público-privadas e sua importância para a sustentabilidade do espeleoturismo no Brasil. RBTUR [Internet]. 2024 Janeiro[citado 10º de novembro de 2024];16:2258. Disponível em: https://rbtur.org.br/rbtur/article/view/2258

3. Bezerra L & Ribeiro AF. Plano de pesquisa geossistemas ferruginosos da Floresta Nacional de Carajás: temas prioritários para pesquisa e diretrizes para ampliação do conhecimento sobre os geossistemas ferruginosos da Floresta Nacional de Carajás e seu entorno. [Internet]. Brasília: ICMBIO; 2017. [Citado em 2024 set. 7]. Disponível em: https://pnla.mma.gov.br

4. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet]. Plano de manejo da Floresta Nacional de Carajás. [Acesso em 7 set 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/flona-de-carajas/arquivos/dcom_icmbio_plano_de_manejo_flona_carajas_volume_ii.pdf

5. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet]. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Carajás. [Acesso em 7 set 2024]. Disponível em: http://www.icmbio.gov.br/portaldoprofessor/images/stories/pdf/plano_manejo_flona_carajas.pdf

6. Decreto nº 2.486, de 2 de fevereiro de 1998(Brasil). Cria a Floresta Nacional de Carajás e dá outras providências [Internet]. Diário Oficial da União. 1987 ago. 3. [Citado em 2024 set.7]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d2486.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%BA%202.486%2C%20DE%202,que%20lhe%20confere%20o%20art.

7. Presidência da República (Brasil). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências [Internet]. Diário Oficial da União. 2000 jul. 19 [Citado em 2024 set. 7]. Disponível em:https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm.

8. Neiman Z, Geerdink S, Pereira JC. A imagem como agente motivador para o ecoturismo. Rev. Tur. Anál. [Internet]. 1º de abril de 2011 [citado 1º de dezembro de 2024];22(1):71-95. Disponível em: https://www.revistas.usp.br/rta/article/view/14241.

9. Silva MLN da, Nascimento MAL do, Mansur KL, Medeiros GLD de. Uso de fotogrametria digital na elaboração de modelos tridimensionais com aplicação em geoconservação e educação. Terrae didat. [Internet]. 10º de setembro de 2019 [citado 1º de dezembro de 2024]; 15: e019031. Disponível em: https://periodicos.sbu.unicamp.br/ojs/index.php/td/article/view/8655364.

10. Presidência da República (Brasil). Lei n° 9.795, de 27 de abril de 1999. Dispõe sobre a educação ambiental, institui a Política Nacional de Educação Ambiental e dá outras providências.[Internet]. Diário Oficial da União, 1999 abr. 27. [Citado em 2024 set. 7]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9795.htm

11. Vasconcelos C, Praia JF e Almeida LS. Teorias de aprendizagem e o ensino/aprendizagem das ciências: da instrução à aprendizagem. Psicologia Escolar e Educacional [online]. 2003, v. 7, n. 1 [Acessado 10 Novembro 2024], pp. 11-19. Disponível em: <https://doi.org/10.1590/S1413-85572003000100002>. Epub 13 Dez 2010. ISSN 2175-3539. https://doi.org/10.1590/S1413-85572003000100002.

12. Presidência da República (Brasil). Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial da União. 2000 jul. 18 [citado em 2024 nov. 10]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9985.htm.

13. Pinheiro RF. Trilhas ecológicas e objetos digitais de aprendizagem: possibilidades para o ensino de ciências e biologia [tese]. Ponta Grossa: Universidade Tecnológica Federal do Paraná; 2022. 111 f.

14. Oliveira SN de, Carvalho Júnior OA de, Martins Éder de S, Silva TM da, Gomes RAT, Guimarães RF. Identificação de Unidades de Paisagem e sua Implicação para o Ecoturismo no Parque Nacional da Serra dos Órgãos, Rio De Janeiro. RBGeomorfologia [Internet]. 17º de novembro de 2007 [citado 1º de dezembro de 2024];8(1). Disponível em: https://rbgeomorfologia.org.br/rbg/article/view/88.

15. Resende FL. Robótica móvel na mineração: estudos de caso com robôs terrestres e aéreos em dispersão de etiquetas eletrônicas, reconstrução 3D e inspeção visual automatizada [tese]. Ouro Preto: Escola de Minas; 2021. 98 f.

16. Fatecno [homepage na internet]. App para identificar plantas: Conheça o PictureThis! [Acesso em: 30 jan 2024]. Disponível em: https://fatecno.com.br/aplicativos/baixar-app-para-identificar-plantas/

17. Milanez B. Mineração, ambiente e sociedade: impactos complexos e simplificação da legislação. Boletim Regional, Urbano e Ambiental (IPEA). [Internet] 2017 janeiro [citado 5 de janeiro de 2024]; 16:93-101. Disponível em: https://repositorio.ipea.gov.br/handle/11058/7936.

18. Stocker J, Mccarthy JD, Slack T. Historical development of Limits of Acceptable Change: conceptual clarifications and possible extensions. *ResearchGate* [Internet]. 2013 January [citado 5 de Janeiro de 2024]; 371 (1997) - 5. Disponível em: https://www.researchgate.net/publication/246379156_Historical_Development_of_Limits_of_Acceptable_Change_Conceptual_Clarifications_and_Possible_Extensions.

19. Câmera G, Davis C, Monteiro A. Introdução à Ciência da Geoinformação [Internet]. março de 2005 [citado 15 de dezembro de 2024]. Disponível em: http://www.dpi.inpe.br/livros.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Taxidermia da fauna silvestre de Carajás: uma ferramenta para educação ambiental

João Paulo Cirineu de Souza[1]
https://orcid.org/0009-0007-7179-2905

Sanni Caroline Gomes Damasceno[1]
https://orcid.org/0009-0000-4823-973X

Fernanda Samara Freitas da Silva[1]
https://orcid.org/0009-0009-0190-606X

Vitória Lorrany Brito da Costa[1]
https://orcid.org/0009-0001-8016-2792

Janielle Lima Nascimento[1]
https://orcid.org/0009-0000-3466-8103

Vivian dos Santos de Souza[1]
https://orcid.org/0000-0001-8719-1759

Paulo Henrique Pereira de Souza[1]
https://orcid.org/0009-0001-5229-3453

João Vytor Lira Vieira[1]
https://orcid.org/0009-0006-6737-4746

Wlaisa Vasconcelos Sampaio[1]
https://orcid.org/0000-0001-8553-5407
* Contato principal

[1] Universidade Federal Rural da Amazônia Campus Parauapebas/UFRA, Parauapebas/PA, Brasil. < jp.souzacirineu@gmail.com, sannicaroline4@gmail.com, fernanda100tb@hotmail.com, vitorialorranyb.costa77@gmail.com, janilimazoo@gmail.com, viviansantos15@gmail.com, pprick13@gmail.com, jv427lira@gmail.com, wlaisa.sampaio@gmail.com >.

Recebido em 05/07/2024 - Aceito em 06/12/2024

Como citar:

Souza JPC, Damasceno SCG, Silva FSF, Costa VLB, Nascimento JL, Souza VS, Souza PHP, Vieira JVL, Sampaio WV. Taxidermia da fauna silvestre de Carajás: uma ferramenta para educação ambiental. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 58-68. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2647

Palavras-chave: Amazônia; animais silvestres; coleções didáticas; conservação.

RESUMO – Taxidermia é a arte de montar animais para compor coleções com fins didáticos, científicos ou de exibição. As coleções zoológicas desempenham um papel fundamental na educação ambiental, contribuindo para divulgação científica, permitindo o contato/interação que na natureza seria difícil, trazendo realidade ao público, promovendo conscientização para questões ambientais e preservação da biodiversidade. Nesse contexto, objetivou-se confeccionar uma coleção zoológica de fauna silvestre da região de Carajás e utilizá-la em ações de educação ambiental. O Laboratório de Anatomia e Fisiologia Animal da Universidade Federal Rural da Amazônia, *Campus* Parauapebas, recebeu para aproveitamento científico (Sisbio/ICMBio/MMA nº 8.5639), entre 2019 e 2023, carcaças de animais silvestres que vieram a óbito em decorrência de atividades de supressão de fauna ou atropelamento. Os espécimes foram triados, e procedeu-se à taxidermização e confecção dos cenários. Foram taxidermizados 33 répteis, seis anfíbios, 13 aves e nove mamíferos. A coleção foi utilizada em seis ações, sendo uma no shopping do município e outra na Feira Agropecuária de Parauapebas, com expressivo número de circulação de pessoas. Nas escolas também foram apresentadas palestras sobre atropelamento, tráfico e extinção de animais silvestres. O retorno positivo, com ampla aceitação pelo público infanto-juvenil e adultos, foi observado, bem como sensibilização às questões inerentes à fauna. A taxidermia proporcionou contato inédito com esses animais, agregando conhecimento e valorização da biodiversidade considerada, portanto, uma ferramenta eficaz de educação ambiental. A coleção itinerante foi um grande passo para democratização ao acesso à informação e à biodiversidade de vertebrados de Carajás.

Taxidermy of wild animals from Carajás: a tool for environmental education

Keywords: Amazon; wild animals; didactic collections; conservation.

ABSTRACT – Taxidermy is the art of assembling animals to form collections for teaching, scientific or exhibition purposes. Zoology collections play a fundamental role in environmental education, contributing to scientific dissemination, allowing contact/interaction that would be difficult, bringing reality to the public, and promoting awareness of environmental issues and biodiversity preservation. In this context, the objective was to create a zoological collection of wild animals from the Carajás region and use it in environmental education actions. Between 2019 and 2023, the Laboratory of Anatomy and Animal Physiology of the Universidade Federal Rural da Amazônia *Campus* Parauapebas received carcasses of wild animals, which died as a result of fauna suppression activities or being run over, for scientific use (Sisbio/ICMBio /MMA n. 8.5639). The specimens were sorted, and taxidermy and scenery were created. Thirty-three reptiles, six amphibians, 13 birds, and nine mammals were taxidermied. The collection was used in six actions, one at the city's mall and another at the "Feira Agropecuária de Parauapebas", with many people circulating. Lectures were also given at schools on the runover, trafficking, and extinction of wild animals. Positive feedback, with broad acceptance by children and adults, was observed and awareness of issues inherent to fauna. Taxidermy provided unprecedented contact with these animals, adding knowledge and appreciation of biodiversity and, therefore, considered an effective tool for environmental education. The traveling collection was a big step towards democratizing access to information and vertebrate biodiversity in Carajás.

Taxidermia de la fauna silvestre de Carajás: una herramienta para la educación ambiental

Palabras clave: Amazonia; animales salvajes; colecciones didácticas; conservación.

RESUMEN – La taxidermia es el arte de conservar animales para formar colecciones con fines didácticos, científicos o de exhibición. Las colecciones zoológicas contribuyen a la divulgación científica, permitiendo contactos/interacciones que en la naturaleza serían difíciles, acercando la realidad al público, promoviendo la conciencia sobre las cuestiones ambientales y preservando la biodiversidad. En ese contexto, el objetivo fue crear una colección zoológica de fauna silvestre de la región de Carajás y utilizarla en acciones de educación ambiental. El Laboratorio de Anatomía y Fisiología Animal de la Universidad Federal Rural da Amazônia Campus Parauapebas, recibió para uso científico (Sisbio/ICMBio/MMA n. 8,5639) entre 2019 y 2023, cadáveres de animales silvestres procedentes de actividades de supresión de fauna o atropellos. Se clasificaron los ejemplares y se crearon taxidermias y escenografías, el total de 33 reptiles, seis anfibios, 13 aves y nueve mamíferos. La colección fue utilizada en seis acciones, una en el shopping de la ciudad y otra en la Feria Agropecuaria de Parauapebas, con importante circulación de personas. También se impartieron conferencias en las escuelas sobre el atropellamiento, el tráfico y la extinción de animales salvajes. Se observó retroalimentación positiva, con amplia aceptación por parte de niños y adultos, así como concienciación sobre cuestiones inherentes a la fauna. La taxidermia permitió un contacto con estos animales, sumando conocimientos y valoración de la biodiversidad, por lo que se considera una herramienta eficaz para la educación ambiental. La colección itinerante fue un gran paso para democratizar el acceso a la información y la biodiversidad de vertebrados en Carajás.

Introdução

O Brasil é mundialmente conhecido por sua biodiversidade, sendo a Amazônia, em especial, possivelmente o berço 40% de todas as espécies do planeta [1], e estima-se que, no mundo, para cada dez espécies conhecidas, uma vive nesse ecossistema. A riqueza desse bioma é inegável, abrigando várias espécies endêmicas, ameaçadas de extinção [2], além daquelas que sequer foram descobertas e/ou estudadas.

CC BY NC ND

Ao longo de décadas, o projeto de modernização da Amazônia Brasileira, que visa à expansão da agropecuária, urbanização-industrialização e atividades extrativista [3], é marcado por conflitos que envolvem questões ecológicas e culturais [4] uma vez que é baseado na destruição da floresta [5].

Relatórios do Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE) (2023) mostram que o Pará detém 34,6% das taxas de desmatamento acumuladas, o colocando em primeiro lugar no *ranking* dos estados brasileiros que mais desmatam a Amazônia. A região de Carajás-Pará, localizada no arco de desmatamento da Amazônia, apresenta intensa diminuição da sua cobertura vegetal original, com 57% de sua área já desmatada, sendo a agropecuária extensiva a primeira causa do desmatamento seguida da mineração [6][7][8][9].

Dentre as várias consequências, o desmatamento contribui para o desaparecimento de espécies [10] e a perda de biodiversidade [11]. A mortalidade da fauna silvestre pode ter efeitos diversos em sua demografia, afetando a densidade populacional, a estrutura sexual, etária e a diversidade genética [12][13][14], e assim acelerando os processos de extinção [15][16][17][18].

Ao contrário do que se pensa, a crise da biodiversidade não se resume à floresta, pois provoca impactos sociais e econômicos relevantes que afetam todo o planeta [11]. Animais silvestres, por exemplo, prestam diversos serviços ambientais, tais como polinização, dispersão de sementes, controle de pragas, controle de ervas daninhas, ciclagem de nutrientes e regulação climática [19]. O desaparecimento deles coloca o futuro da produção dos alimentos, a saúde da população humana e o meio ambiente sob grave ameaça [11][20].

A perda acelerada de biodiversidade evidencia a necessidade de esforços para conservação e manutenção desse bioma, para garantir que gerações presentes e futuras façam o uso sustentável desses recursos [21].

"O desenvolvimento de uma compreensão integrada do meio ambiente em suas múltiplas e complexas relações" é um dos objetivos fundamentais da Política Nacional de Educação Ambiental [22]. No entanto, a falta de informações sobre as questões ambientais leva depredação dos ecossistemas, sem ter o conhecimento de sua ação nociva [23][24]. Para preservar, primeiro é preciso conhecer, sendo, portanto, necessário garantir a democratização das informações e oportunizar a participação de comunidades locais nos processos de transformação ambiental [25], para que haja uma real mudança de hábitos e desenvolvimento de uma visão crítica [26].

Embora medidas de conservação *in situ* sejam o pilar da conservação, medidas *ex situ* que envolvam educação ambiental resultam num maior interesse e afeição do público geral sobre a fauna silvestre [27]. As coleções zoológicas desempenham um papel fundamental na educação ambiental, pois, além de contribuírem para divulgação científica [28], permitem o contato e as interações que na natureza seriam difíceis, aproximando a realidade do público [29], promovendo então a almejada conscientização das questões ambientais e da preservação da biodiversidade [27]. Nesse contexto, o objetivo deste estudo foi confeccionar uma coleção Zoológica de Fauna Silvestre da região de Carajás-Pará taxidermizados e utilizá-los em ações de extensão universitária voltadas para educação ambiental e divulgação científica.

Material e Método

Local do experimento

O estudo foi conduzido no Laboratório de Anatomia e Fisiologia Animal da Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), localizado na cidade de Parauapebas, Pará, Brasil (1° 27' 31" S, 48° 26' 04.5" W).

Autorizações

Todos os procedimentos experimentais foram submetidos ao Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (Sisbio/ICMBio/MMA nº 8.5639). Os espécimes utilizados para aproveitamento científico eram provenientes de atividades de supressão de fauna ou de atropelamento (Anexo 2), que foram recebidos, obrigatoriamente, mediante apresentação de Autorização de Manejo de Fauna Silvestre e Autorização de Supressão, por empresas que realizam essas atividades na região de Carajás-Pará, conforme descrito a seguir: SPTC Engenharia Autorização de Supressão Vegetal ASV nº:790/2013, ASV nº: 880/2014, ASV nº: 1272/2017, ASV nº: 1053.9.2021.34739/2021, AU nº: 4551/2020 SEMAS-PA, AU nº: 4898/2021 SEMAS/PA; TRATERRA Autorização de Manejo de Fauna Silvestre nº 1017/2018 e ASV n°: 10539201917636.

CC BY NC ND

Material biológico

Foram utilizadas carcaças de vertebrados silvestres, recebidos entre 2019 e 2023. Os espécimes foram armazenados sob congelamento, e posteriormente passaram por uma triagem em que as carcaças em estado avançado de decomposição foram descartadas para taxidermização.

Fixação por via seca (taxidermização) e úmida

Para fixação por via seca ou taxidermização, as carcaças foram descongeladas e submetidas aos protocolos segundo o grupo faunístico baseados nos métodos descritos por Auricchio e Salomão [30], Corrêa [31] e Auricchio et al. [32].

Os animais foram retirados do freezer e deixados em basquetas para o descongelamento total da carcaça por cerca de três horas. Em seguida, os espécimes foram identificados, e as medidas biométricas tomadas conforme o preconizado para o táxon. Foi realizada a necropsia e coleta de material biológico para outros estudos, avançando para o processo de taxidermia conforme as etapas descritas no Quadro 1.

Quadro 1 – Etapas do processo de taxidermia segundo Corrêa [31]

Escalpelamento;
Curtume da pele;
Confecção do croqui e estrutura de sustentação;
Posicionamento anatômico, respeitando as características biológicas da espécie;
Montagem;
Cenário;
Ficha de identificação.

Alguns espécimes foram fixados por via-úmida, que consistiu em injetar uma solução de formol a 10% nos tecidos internos dos animais, de modo a espalhar por todo o corpo. Após a fixação, os animais foram posicionados em uma basqueta plástica e cobertos com papel toalha umedecido com mais formol, permanecendo 48 horas em repouso. Após, os espécimes foram acondicionados em recipientes de vidro com tampa no cenário montado e por fim, submergidos em álcool etílico 70% [30][31][32]. As peças confeccionadas foram depositadas na coleção zoológica do Laboratório de Anatomia e Fisiologia Animal da Universidade Federal Rural da Amazônia, *Campus* Parauapebas, devidamente estabelecida no município de Parauapebas, Pará.

Ações de educação ambiental

Ao longo do projeto foram realizadas exposições com os materiais produzidos. As exposições aconteceram dentro da própria instituição, em escolas do ensino básico e fundamental, em eventos no município de Parauapebas, Pará, e em outros espaços privados.

As exposições tiveram três momentos distintos; primeiro uma explicação geral sobre taxidermia e sobre a coleção, posteriormente a exposição do material da coleção didática em que foi explicado ao público as características dos vertebrados do acervo; e por fim, o público ficou livre para fazer perguntas. Nas escolas, em conjunto com as exposições, também foram realizadas palestras sobre os impactos de ações antrópicas na diminuição da biodiversidade, em especial da região de Carajás.

Resultados e Discussão

Como primeiro resultado, foi possível montar uma coleção didática de vertebrados silvestres da região de Carajás intitulada "Coleção Zoológica de Fauna Silvestre da Região de Carajás", que subsidiou ações de educação ambiental e aulas práticas para o ensino superior. De 2019 a 2023, foram confeccionadas 61 peças, das quais 27 foram por via seca e 34 por via úmida. Ao todo foram 33 répteis, 13 aves, nove mamíferos e seis anfíbios, conforme apresentado nos Quadros 2, 3, 4 e 5.

Quadro 2 - Lista de espécies de vertebrados da classe reptilia do acervo da Coleção Zoológica de Fauna Silvestre da região de Carajás.

Quantidade	Nome comum	Gênero ou espécie	Tipo de fixação
1	Periquitamboia	*Corallus caninus*	Seca
2	Sucuri verde	*Eunectes murinus*	Seca/úmida
1	Jibóia	*Boa constrictor*	Seca
1	Caninana	*Spilotes pullatus*	Seca
2	Cobra cipó	*Chironius carinatus*	Úmida
1	Falsa coral	*Apostolepis* sp.	Úmida
2	Cobra-de-cabeça-preta	*Tantilla melanocephala*	Úmida
1	Cobra-da-terra	*Atractus* sp.	Úmida
1	Cobra-da-terra	*Apostolepis nigrolineata*	Úmida
1	Cobra-cega	*Amerotypholops* sp.	Úmida
1	Cobra de duas cabeças	*Amphisbaenia* sp.	Seca
3	Cobra-de-duas-cabeças	*Leposterdum* sp.	Úmida
2	Cobra-de-duas-cabeças	*Amphisbaena* sp.	Úmida
3	Lagartinho-do-chão	*Colobosaura modesta*	Úmida
1	Lagartixa-da-mata	*Gonatodes* sp.	Úmida
1	Lagarto-de-coleira	*Tropidurus oreadicus*	Úmida
1	Lagarto colorido	*Cnemidophorus cryptus*	Úmida
1	Calango verde	*Ameiva ameiva*	Úmida
1	Iguana	*Iguana iguana*	Seca
1	Teiú	*Salvator merianae*	Seca
1	Jacaré-coroa	*Paleosuchus trigonatus*	Seca
1	Jabuti-do-pé-amarelo	*Chelonoidis denticulatuas*	Seca
1	Cágado-de-cabeça-torta	*Platemys platycephala*	Úmida
1	Tartaruga-do-ouvido-vermelho	*Trachemys scripta*	Úmida
1	Muçuã	*Kinosternon scorpioides*	Úmida

CC BY NC ND

Quadro 3 – Lista de espécies de vertebrados da classe aves do acervo da Coleção Zoológica de Fauna Silvestre da região de Carajás

Quantidade	Nome comum	Gênero ou espécie	Tipo de fixação
2	Frango-d'água-azul	*Porphyrio martinicus*	Seca/Úmida
1	Alma-de-gato	*Piaya cayana*	Seca
1	Periquito-de-encontro-amarelo	*Brotogeris chiriri*	Seca
1	Bacurau	*Nyctidromus nigrescens*	Seca
1	Anu-preto	*Crotophaga ani*	Seca
1	Japú	*Psarocolius decumanus*	Seca
1	Suiriri-tropical	*Tyrannus melancholicus*	Seca
1	Mãe-da-lua	*Nyctibius* sp.	Seca
1	Beija-flor	*Amazilia sp.*	Seca
1	Martim-pescador	*Chloroceryle americana*	Seca
1	Açor-preto	*Accipiter melanoleucus*	Seca
1	Coleiro-do-norte	*Sporophila americana*	Seca

Quadro 4 – Lista de espécies de vertebrados da classe mammalia do acervo da Coleção Zoológica de Fauna Silvestre da região de Carajás.

Quantidade	Nome comum	Gênero ou espécie	Tipo de fixação
1	Cuíca-cauda-de-rato	*Metachirus nudicaudatus*	Seca
1	Cutia	*Dasyprocta* sp.	Seca
1	Preguiça-de-três-dedos	*Bradypus tridactylus*	Úmida
1	Sagui-una	*Saguinus niger*	Seca
1	Tatu-galinha	*Dasypus novemcinctus*	Seca
2	Jaguatirica	*Leopardus pardalis*	Seca
2	Cachorro-do-mato	*Cerdocyon thous*	Seca

Quadro 5 – Lista de espécies de vertebrados da classe amphibia do acervo da Coleção Zoológica de Fauna Silvestre da região de Carajás.

Quantidade	Nome comum	Gênero ou espécie	Tipo de fixação
1	Sapo Cururú	*Rhinella marina*	Úmida
1	Rã-pimenta	*Leptodactylus labyrinthicus*	Úmida
2	Cecilia	*Caecilia tentaculata*	Úmida
2	Gymnophiona	*Microcaecilia taylori*	Úmida

CC BY NC ND

A coleção didática foi exibida em espaços públicos e privados em seis ações de educação ambiental. Dentre as ações, houve uma exposição com dois dias de duração no shopping do município que foi realizada em parceria com o Centro de Educação Ambiental de Parauapebas (CEAP) com uma estimativa de 10 mil pessoas circulando (comunicação pessoal da Gerência Partage Shopping Parauapebas) e outra com duração de 11 dias na Feira Agropecuária de Parauapebas – FAP 2022, exemplificado na Figura 1, em que pode ser visualizado o registro da interação de crianças com algumas peças taxidermizas, evento este também com grande circulação de pessoas. Foram montadas exposições em escolas de ensino fundamental e médio e na própria instituição. Em conjunto com as exposições, nas escolas foram realizadas palestras sobre a extinção, tráfico e atropelamento de fauna silvestre, em que os discentes do projeto atuaram como protagonistas, sendo os responsáveis por articular conhecimento científico adquirido com a comunidade.



Figura 1 – Exposição de fauna silvestre taxidermizada na feira agropecuária de Parauapebas no ano de 2022.

Por se tratar de uma coleção didática, o público pode apreciar de perto as peças taxidermizadas. Dentre os questionamentos mais comuns, se destacaram: “Esses animais são de verdade, estão vivos?”; “Como são confeccionadas as peças?”; “Qual a procedência dos animais?”; “Os animais foram mortos com o propósito de taxidermizar?”; “As cobras são venenosas?”. Também foram observados com frequência comentários sobre aspectos da textura da pele e anexos tegumentares, dentição, forma do crânio e apêndices locomotores, tamanho e cores.

Segundo Marandino, Selles e Ferreira [34] e Marandino et al., [33] a percepção do público sobre animais vivos e preservados se distingue – sobre animais vivos são enfatizadas observações comportamentais ou ainda interpretações antropomórficas, e sobre animais preservados/taxidermizados, mais comumente as informações estão relacionadas à morfologia e confecção dos objetos, como também observado durante as ações.

A busca por informações técnicas sobre as peças taxidermizadas, conforme observado, desempenha um papel diferenciado. Além da educação ambiental, também é possível fazer divulgação científica [35], que vai desde o processo metodológico da montagem das peças a informações técnico-científicas relacionadas à fauna, aproximando a pesquisa e a ciência da sociedade e contribuindo para o enriquecimento intelectual e cultural dos atores envolvidos, sendo capaz de engajar o público nas atividades formais de pesquisa [36], no fazer científico, e no despertar de futuros cientistas.

Trabalhar aspectos problemáticos junto às coleções didáticas confere ao educando uma educação ambiental emancipatória [37]. Espécies estigmatizadas pela população frequentemente têm seu papel no ecossistema menosprezado, sendo, portanto, vítimas de ações antrópicas destrutivas. Nesse contexto, observamos que os ofídios (serpentes) e os anfíbios foram os espécimes que mais receberam comentários negativos. Inicialmente, sentimentos de repulsa foram associados aos anfíbios, enquanto medo foi associado aos ofídios. Em ambos os casos, os sentimentos vieram acompanhados de falas que referenciaram ou incentivaram a morte desses animais.

Religião, crendices, lendas e até mesmo filmes que disseminam informações incorretas são os grandes responsáveis pelo medo das pessoas em relação às serpentes, e a imprudência humana faz com que muitas sejam mortas na tentativa de "legítima defesa" [38] sem separar o que é mito da realidade [39]. Os anfíbios, em especial os anuros, são representados de forma negativa por serem considerados feios, perigosos, e associados a lendas como sendo animais nojentos e desprezíveis [40][41].

Silva, Barros e Forsberg [40] afirmam que conceitos perpetuados de geração em geração influenciam a motivação para aprendizado e valorização desses animais. Em todos os casos, foi notado o desconhecimento sobre os táxons. Quando mencionadas funções ecológicas, como controle de roedores, de mosquitos vetores de patógenos, ou importância na indústria farmacêutica, as informações foram recebidas com espanto. Essa reação corrobora com os resultados de outros estudos que afirmam que mais de 70% dos estudantes de ensino fundamental desconhecem a importância desses animais [42][43].

Conforme foram trabalhados os pontos positivos associados a esses animais, principalmente o contato, pela possibilidade de tocar as peças, observou-se o surgimento do sentimento de admiração, o que sugere um impacto positivo da coleção didática no processo de aprendizagem, na formação de uma postura reflexiva e analítica voltada para a conservação.

O atropelamento de fauna também foi um tema bastante abordado durante as ações. O público questionou se os animais foram eutanasiados com a finalidade exclusiva de confecção das peças, sendo dito que a origem dessas peças foi o aproveitamento científico de carcaças de animais silvestres vítimas de atropelamentos ou de atividades de supressão. Para tratar do assunto, foi criado um material gráfico (um *banner*) com informações educativas simples sobre como evitar o atropelamento de animais. Nesse contexto, propor estratégias mitigadoras simples no combate aos atropelamentos traz ao educando soluções diante dessa problemática [44], pois é uma preocupação que passou a ser sentida não somente pelos ambientalistas, mas também pelos cidadãos em geral.

Conforme elucidado, é consenso que as coleções zoológicas didáticas são uma fonte importante para educação [45] [46] [47]. Todavia, as escolas de ensino fundamental e médio, principalmente públicas, raramente têm condições de manter um acervo como esse [48] ou de subsidiar visitas às instituições especializadas [49].

Ainda que Parauapebas esteja cercada pela Floresta Nacional de Carajás, o conhecimento da população sobre a biodiversidade local ainda é muito escasso [50]. Na região de Carajás, não há museu de zoologia. Algumas instituições públicas de ensino superior mantêm um pequeno acervo em seus laboratórios, destinado às suas próprias atividades de ensino, restringindo o acesso do público. Além das universidades, os dois parques zoobotânicos da região possuem uma pequena coleção fixa em suas dependências. O Centro de Educação Ambiental de Parauapebas (CEAP), desenvolveu, de 2013 a 2018, o projeto Carajás Vai à Escola, que levou exposições sobre a biodiversidade da região até escolas e proporcionou o contato com as ciências naturais e o diálogo sobre a preservação dos recursos naturais [50], porém atualmente ele não está em atividade. O local com a coleção taxonômica mais robusta está a aproximadamente 800 km de distância, o Museu Paraense Emílio Goeldi, localizado na capital Paraense.

A logística e a distância são um grande empecilho para o acesso a esses locais. Uma forma de romper barreiras é levar essas coleções até o público, a fim de promover discussões acerca da biodiversidade local, conservação da fauna [51] desequilíbrios ambientais [52]. O contato com o material taxidermizado aproxima esse conhecimento à realidade cotidiana, e desperta no educando a vontade de explorar, de redescobrir o lugar em que vive, resgatando o sentimento de pertencimento. Dessa maneira, as pessoas sentem-se parte do processo de conservação, com a sua identidade cultural reconhecida, o que as leva a cuidar efetivamente do meio ambiente [53].

Conclusão

Fomentar educação ambiental não é uma tarefa fácil. A escassez de instituições que trabalhem com divulgação científica, a falta de recursos ou até mesmo a distância acabam sendo um empecilho para compartilhamento do conhecimento. Nesse sentido, a criação de uma coleção da fauna silvestre taxidermizada e desenvolvimento de ações de educação ambiental por meio de exposições itinerantes, foram grandes passos para democratização do acesso à informação e à biodiversidade de vertebrados da região de Carajás, com um enorme potencial de aceitação pelo público infanto-juvenil em especial, como também pelos adultos.

Apesar dos resultados positivos aqui apresentados, é preciso avaliar e aperfeiçoar as ações de educação ambiental. Para isso, é necessário traçar diagnósticos sobre o conhecimento acerca da fauna silvestre de Carajás para os diferentes públicos, avaliar quantitativamente e qualitativamente impacto da coleção na educação ambiental, ampliar o acervo da coleção e capacitar mais pessoas para confecção das peças, bem como criar e divulgar de materiais paradidáticos sobre da fauna de Carajás, promovendo mais oportunidade para discussões acerca da perda de biodiversidade local em decorrência das ações antrópicas, dentro do contexto histórico da região de Carajás.

Agradecimentos

Agradecimento ao Grupo de Estudos em Animais Selvagens Carajás da Universidade Federal Rural da Amazônia, *Campus* Parauapebas.

Referências

1. Hansen MC, Potapov PV, Moore R, Hancher M, Turubanova SA, Tyukavina A, et al. High-Resolution Global Maps of 21st-Century Forest Cover Change. Science. 2013 Nov 14;342(6160):850–3.

2. Ribeiro BR, Sales LP, De Marco P, Loyola R. Assessing Mammal Exposure to Climate Change in the Brazilian Amazon. Yue BS, editor. PLOS ONE. 2016 Nov 9; 11(11): e0165073.

3. Franco da Silva CA, Bampi AC. Regional Dynamics of the Brazilian Amazon: between Modernization and Land Conflicts. Cuadernos de Geografía: Revista Colombiana de Geografía. 2019 Jul 1;28(2):340–56.

4. Gonçalves C, Cuin D, Leal L, Silva M. Bye bye Brasil, aqui estamos: a reinvenção da questão agrária no Brasil. Goiânia: Comissão Pastoral da Terra (PLC). 2015. p. 86-99.

5. Fearnside P. Deforestation of the Brazilian Amazon. Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science. 2017 Sep 26;1-49.

6. Domingues MS, Bermann C. O arco de desflorestamento na Amazônia: da pecuária à soja. Ambiente & Sociedade. 2012 Aug 1;15(2):1–22.

7. Marinho ACMS, Bichara CNC, Pontes AN. Práticas de Educação Ambiental na microrregião de Parauapebas (PA). Revista Brasileira de Educação Ambiental. 2020;15(3):246–57.

8. Andrade MC. Dinâmica de desflorestamento na região de Carajás. [Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará]: Trabalho de Conclusão de Curso (Bacharelado em Agronomia). Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Marabá; 2021. p. 26.

9. Terrabrasilis. Plataforma desenvolvida pelo INPE para organização, acesso e uso através de um portal web dos dados geográficos produzidos pelos seus programas de monitoramento ambiental [Internet]. [cited 2024 Jun 30]. Available from: Disponível em: https://terrabrasilis.dpi.inpe.br/

10. Prist PR, Michalski F, Metzger JP. How deforestation pattern in the Amazon influences vertebrate richness and community composition. Landscape Ecology. 2012 Mar 4;27(6):799-812.

11. Artaxo P. As três emergências que nossa sociedade enfrenta: saúde, biodiversidade e mudanças climáticas. Estudos Avançados. 2020 Dec;34(100):53-66.

12. Deffaci AC, Da Silva VP, Hartmann MT, Hartmann PA. Diversidade de aves, mamíferos e répteis atropelados em região de floresta subtropical no sul do Brasil. Ciência e Natura. 2016 Sep 28;38(3):1205.

13. Huijser MP, Bergers PJM. The effect of roads and traffic on hedgehog (Erinaceus europaeus) populations. Biological Conservation. 2000 Aug;95(1):111-6.

14. Gibbs JP, Steen DA. Trends in Sex Ratios of Turtles in the United States: Implications of Road Mortality. Conservation Biology. 2005 Apr;19(2):552-6.

15. Santos EF. Atropelamentos de animais silvestres e identificação das zonas de agregação no ecótono Amazônia-Cerrado [Dissertação (Mestrado em Ciências Ambientais)]. [Universidade Federal de Mato Grosso, Instituto de Ciências naturais, Humanas e Sociais, Programa de Pós-Graduação em Ciências Ambientais, Sinop]; 2019.

16. Weiss LP, Vianna VO. Levantamento do impacto das rodovias BR-376, BR-373 e BR-277, trecho de Apucarana a Curitiba, Paraná, no atropelamento de animais silvestres. Publicatio UEPG: Ciências Biológicas e da Saúde. 2012;18(2):121-33.

17. Silva RMG. Atropelamento de animais silvestres em rodovias [Trabalho de Conclusão de Curso (Licenciatura em Biologia)]. [Universidade de Brasília, Luziânia]; 2011.

18. Souza PMM. Impacto das rodovias sobre a fauna silvestre: levantamento do índice de atropelamento de vertebrados nas rodovias do entorno da Estação Ecológica Águas Emendadas-DF [Dissertação (Pós-Graduação Lato Sensu em Análise Ambiental e Desenvolvimento Sustentável)]. Uniceub.br. [Centro Universitário de Brasília]; 2016.

19. Raj A, Kumar JM, Khan N, Singh BS, Ghanshyam, Devi A. Impact of deforestation on faunal diversity and its management strategies. In: Panwar P, Shukla G, Bhat JA, Chakravarty S, editors. Springer Nature Singapore; 2022. p. 43–60. Available from: https://doi.org/10.1007/978-981-19-5478-8%E2%82%83

20. FAO. The State of the World's Biodiversity for Food and Agriculture. Rome: FAO Commission on Genetic Resources for Food and Agriculture Assessments; 2019 p. 572.

21. Sato SA, Miranda RL, Santos AC, Carvalho LC. Recursos Intangíveis e Desenvolvimento Sustentável na Amazônia: experiência de inovação social RECA. Vivências. 2020 Dec 14;17(32):305-30.

22. Lei N° 9.795, de 27 de abril de 1999, que estabelece a Política Nacional de Educação Ambiental no Brasil [Internet]. Planalto.gov.br 2023. Available from: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l9795.htm

23. Latorre DCP, Miyazaki SL. O analfabetismo ambiental como agravante para o tráfico de animais silvestres. Integração. 2005;43:319-23.

24. Skrabe ES, Medina NM. Um programa de educação ambiental como ferramenta para enfrentar o tráfico de animais no Rio Grande do Sul/RS através de um programa de gestão ambiental da fauna silvestre. REMEA - Revista Eletrônica do Mestrado em Educação Ambiental. 2009 Jan 1;23(23).

25. Carvalho ICM. Educação ambiental crítica: nomes e endereçamentos da educação ambiental. In: Layrargues, PP (Org.). Identidades da educação ambiental brasileira Brasília: MMA. 2004;13-24.

26. Silva NFD, Ruffino PHP. Educação ambiental crítica para a conservação da biodiversidade da fauna silvestre: uma ação participativa junto ao Projeto Flor da Idade, Flor da Cidade (Itirapina-São Paulo). Revista Brasileira de Estudos Pedagógicos. 2016 Dec;97(247):637-56.

27. Guedes AC, Goedert C, Bustamante PG. Artigo "9" da convenção sobre diversidade biológica: Conservação Ex Situ. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 1998;37.

28. Dierking LD. Lessons without limit: how free-choice learning is transforming science and technology education. História, Ciências, Saúde-Manguinhos. 2005;12(suppl):145-60.

29. Cilli E, Fontani F, Marta Maria Ciucani, Pizzuto M, Pierangelo Di Benedetto, Sara De Fanti, et al. Museomics Provides Insights into Conservation and Education: The Instance of an African Lion Specimen from the Museum of Zoology "Pietro Doderlein." Diversity. 2023 Jan 10;15(1):87-7.

30. Auricchio P, Salomão MG. Técnicas de coleta e preparação de vertebrados. São Paulo: Arujá; 2002.

31. Corrêa Filho A. Técnicas modernas de taxidermia. Piracicaba: Gráfica e Editora Degaspari; 2002.

32. Auricchio P, Catenacci LS, Santos KR, Britto FB. A protocol for the use of roadkill or stranded animals as material for research and teaching. SITIENTIBUS série Ciências Biológicas. 2014 Jul 29;14(14).

33. Marandino M, Rodrigues J, Souza M. Coleções como estratégia didática para a formação de professores na pedagogia e na licenciatura de ciências biológicas. 2014.

34. Marandino M, Selles SE, Ferreira MS. Ensino de Biologia: histórias e práticas em diferentes espaços educativos. São Paulo: Cortez; 2009. p. 215.

35. Santos PRC dos, Silva JO de A, Aragão VL, Rocha MFC da, Nascimento RFO. Coleção didática zoológica: divulgação científica e auxílio para o ensino e aprendizagem de Ciências. Experiências em Ensino de Ciências. 2021 Apr 5;16(1):656-69.

36. Tonini L, Sarmento-Soares LM, Roldi MMC, Lopes MM. A coleção didática de peixes no Instituto Nacional da Mata Atlântica (INMA), Santa Teresa, Espírito Santo, Brasil: subsídios para o Ensino de Zoologia. Boletim do Museu de Biologia Mello Leitão. 2017 Apr 19;38(4):347-62.

37. João MCA, de Sá HS, Souza GA, Gadig OBF, Pinheiro MAA, Talamoni AC. Coleções zoológicas didáticas: uma ferramenta para a conservação da biodiversidade costeira. Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA). 2022 Feb 1;17(1):229-46.

38. Cosendey BN, Salomão SR. Os ofídios por trás da câmeras- répteis ou monstros? Revista Eletrônica de Educação. 2016 10(3): 251-265.

39. Freitas M. Serpentes Brasileiras. Bahia: Proquigel Química; 2003 p. 160.

40. Silva JEP, Barros ADL, Silva-Forsberg MC. Concepções de estudantes de escolas no entorno do Parque Estadual Sumaúma sobre sapos, rãs e pererecas: Desconstruindo mitos e ajudando na conservação. Florianópolis: Anais do XI ENPEC–Encontro Nacional de Pesquisa em Educação em Ciências; 2017.

41. Salla RF, Costa MJ, Fernandes HL. Influência do sistema afetivo-emocional no aprendizado: valores culturais e mitificação dos anfíbios anuros. Revista de Ensino de Biologia da SBEnBio. 2017 Oct 19;10(1):87-105.

42. Lima BS, De Souza MM, Souto NL, Barros AB. Investigando o conhecimento etnoherpetológico dos cafeicultores sobre as serpentes do município de Inconfidentes, Minas Gerais, Brasil. Ethnoscientia - Brazilian Journal of Ethnobiology and Ethnoecology. 2018 Dec 30;3(1):2-13.

43. Oliveira FLG, Leite RL, Pinto MF. Conhecimentos e percepções dos estudantes do ensino médio sobre serpentes Title: High school students' knowledge and perceptions of snakes. Revista Electrónica de Enseñanza de las Ciencias. 2022;21(2):398-419.

44. Junior LSS, Barata FDB, Silva EF, Santos MS. O atropelamento de fauna e a prática em educação ambiental. In Vigilância e saúde ambiental: No contexto da educação. Editora Científica Digital; 2021 p. 147-56.

45. Magalhães C, Santos JLC, Salem JI. Automação de coleções biológicas e informações sobre a biodiversidade da Amazônia. In: Parcerias Estratégicas. 2001. p. 294-312.

46. Haydt RCC. Curso de Didática Geral. São Paulo: Ática; 2011.

47. Santos DC, Souto LS. Coleção entomológica como ferramenta facilitadora para a aprendizagem de Ciências no ensino fundamental. Scientia Plena. 2011 Oct 26;7(5):108.

48. Zanela GV, Nascimento DF, Ferraz DF, Aparecida L, Plank PY, Pegoraro T. Reestruturação do Laboratório de um Colégio da rede pública de Cascavel, Paraná, Brasil. Revista Brasileira de Biociências. 2008 Sep 21;6(1).

49. Sulzbach A, Johann L. Avaliação do uso do Museu de Ciências Univates como espaço não formal de ensino por professores de escolas públicas e particulares. Revista Brasileira de Educação Ambiental (RevBEA). 2021 Feb 3;16(1):09-22.

50. Da Silva EL, Marinho ACMS, Gomes PBN, Neto TFS, Mourão EC, Pereira PS, et al. Educação Ambiental na região de Carajás: trajetória e impactos do Centro de Educação Ambiental de Parauapebas - CEAP. Revista brasileira de educação ambiental. 2023 Jun 1;18(4):461-76.

51. Almeida E, Melo G, Santos R, D'Oliveira R. Ensino de zoologia em foco: revendo, refletindo e relatando sobre trajetórias percorridas / Zoology teaching in focus: reviewing, reflecting, and reporting on the trajectories taken. Brazilian Journal of Development. 2022 Jul 19;8(7):52179-200.

52. Ribeiro ACA, Araújo RV de, Rosa A da SM, Silva PN da, Moraes SC de, Katagiri S. Zoonoses e Educação em Saúde: Conhecer, Compartilhar e Multiplicar. Brazilian Journal of Health Review. 2020;3(5):12785-801.

53. Dutra CAF, Aguiar TS, Gonçalves MC, Dziedizic M. O desenvolvimento do sentimento de pertencimento ao meio ambiente: estado da arte. RAEGA-O Espaço Geográfico em Análise. 2023;56:102–20.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Avaliação remota como alternativa de monitoramento da restauração na região de Carajás, Pará

Patrícia Marques Santos[1]
https://orcid.org/0000-0001-9700-796X

Cristiane Marques Santos[2]
https://orcid.org/0009-0009-9853-5225

Wendelo Costa Silva[1]
https://orcid.org/0000-0001-8349-1666

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Núcleo de Gestão Integrada de Carajás/NGI Carajás, Brasil. <patricia.marques.bolsista@icmbio.gov.br, wendelo.costa@icmbio.gov.br>.

[2] Instituto Federal do Pará/IFPA, Belém/PA, Brasil. <cristiane.marques@ifpa.edu.br>.

Recebido em 16/07/2024 – Aceito em 20/01/2025

Como citar:

Santos PM, Santos CM, Silva WC. Avaliação remota como alternativa de monitoramento da restauração na região de Carajás, Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 70-81. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2652

Palavras-chave: Amazônia; geotecnologias; uso do solo.

RESUMO – O monitoramento constitui etapa fundamental da restauração, pois permite avaliar a evolução dessa iniciativa e assim promover o manejo adaptativo das áreas. Este trabalho teve como objetivo avaliar a efetividade do uso de imagens de satélite de alta resolução para monitorar a evolução da restauração em pequenas áreas. Monitoramos 25 áreas, utilizando a Coleção BETA do MapBiomas, que inclui mapas anuais de cobertura e uso da terra para o período de 2016 a 2022, com 10 m de resolução. Para determinar a dinâmica de uso do solo utilizamos o programa QGIS. As áreas monitoradas têm de 0,03 a 8,7 ha e uso pretérito, principalmente, como áreas para pastagem. Observamos uma intensa dinâmica de uso do solo ao longo dos anos de avaliação (2016 a 2022), muito mais voltada ao uso antrópico do que a evolução da restauração. As classes de uso predominante nas áreas foram: pastagem, outras áreas não vegetadas e formação florestal. O somatório das áreas de pastagem, no ano de 2016, foi de 937,69 ha, passando para 649,91, no ano de 2022. A área classificada como floresta no ano de 2016 foi de 1,310 para 1,849 ha em 2022. Assim como os dados de campo, a avaliação feita por imagens mostrou que a restauração avaliada apresenta resultados pouco efetivos, tendo em vista que o aumento da cobertura vegetal e a consequente redução das áreas de pastagem não foram observados de forma consistente. Esse fato demonstra a importância da adoção de estratégias de manejo adaptativo que contemplem as especificidades das iniciativas voltadas para restauração. Deste modo, fica demonstrado que as geotecnologias são ferramentas importantes no manejo de áreas em restauração, uma vez que é possível indicar a porcentagem de área coberta por vegetação e classificar aquelas que são de interesse para restauração nas proximidades, favorecendo a conectividade entre fragmentos.

CC BY NC ND

Remote assessment as an alternative for monitoring restoration in the Carajás region – Pará

Keywords: Amazon; geotechnologies; use of the soil.

ABSTRACT – Monitoring is a fundamental stage of restoration, as it allows the evaluation of the progress of this initiative and thus promotes adaptive management of the areas. This work aimed to evaluate the effectiveness of using high-resolution satellite images to monitor the evolution of restoration in small areas. We monitored 25 areas, using the MapBiomas BETA Collection, which includes annual land cover and land use maps for the period 2016 to 2022, with 10 meter resolution. To determine the dynamics of land use, we used the QGIS program. The monitored areas range from 0.03 to 8.7 hectares and were previously used mainly as pasture areas. We observed an intense dynamic of land use throughout the years of evaluation (2016 to 2022), much more focused on anthropic use than the evolution of restoration. The predominant use classes in the areas were: pasture; other non-vegetated areas and forest formation. The sum of pasture areas in 2016 was 937.69 hectares, increasing to 649.91 in 2022. The area classified as forest in 2016 went from 1,310 to 1,849 hectares in 2022. As with the field data, the assessment made using images showed that the restoration evaluated presented ineffective results, given that the increase in vegetation cover and consequent reduction in pasture areas were not observed consistently. This fact demonstrates the importance of adopting adaptive management strategies that consider the specificities of initiatives aimed at restoration. Thus, it is demonstrated that geotechnologies are important tools in the management of areas undergoing restoration, since it is possible to indicate the percentage of area covered by vegetation and classify those that are of interest for restoration in the vicinity, favoring connectivity between fragments.

Evaluación remota como alternativa para el seguimiento de la restauración en la región de Carajás – Pará

Palabras clave: Amazonía; Geotecnologías; uso del suelo.

RESUMEN – El monitoreo es una etapa fundamental de la restauración, ya que permite evaluar la evolución de esta iniciativa y así promover un manejo adaptativo de las áreas. Este trabajo tuvo como objetivo evaluar la efectividad del uso de imágenes satelitales de alta resolución para monitorear la evolución de la restauración en áreas pequeñas. Monitoreamos 25 áreas, utilizando la Colección MapBiomas BETA, que incluye mapas anuales de cobertura y uso del suelo para el período 2016 a 2022, con una resolución de 10 metros. Para determinar la dinámica del uso del suelo, utilizamos el programa QGIS. Las áreas monitoreadas varían de 0,03 a 8,7 hectáreas y anteriormente se utilizaban principalmente como áreas de pasto. Observamos una intensa dinámica de uso de la tierra a lo largo de los años de evaluación (2016 a 2022), mucho más centrada en el uso antropogénico que en la evolución de la restauración. Las clases de uso predominantes en las áreas fueron: pasto; otras zonas sin vegetación y formación de bosques. La suma de las superficies de pastos en 2016 fue de 937,69 hectáreas, aumentando a 649,91 en 2022. El área clasificada como bosque en 2016 pasó de 1.310 a 1.849 hectáreas en 2022. Al igual que los datos de campo, la evaluación realizada mediante imágenes mostró que la restauración evaluada presenta resultados ineficaces. Considerando que el aumento de la cobertura vegetal y la consecuente reducción de las áreas de pasto no se observaron consistentemente. Este hecho demuestra la importancia de adoptar estrategias de gestión adaptativa que aborden las especificidades de las iniciativas dirigidas a la restauración. De esta manera, se demuestra que las geotecnologías son herramientas importantes en el manejo de áreas en restauración, ya que es posible indicar el porcentaje de área cubierta por vegetación y clasificar aquellas que son de interés para restauración cercanas, favoreciendo la conectividad entre fragmentos.

Introdução

A fragmentação florestal tem levado à perda de extensas áreas de floresta a cada ano. Em 2023 as perdas por bioma totalizam 454.271 ha de Floresta Amazônica, 1.110.326 ha de Cerrado e 12.094 da Mata Atlântica [1]. Como resultado dessas perdas, estudo indica que a Floresta Amazônica está chegando em um ponto de não retorno. Nessa situação, a mortalidade de árvores aumenta, promovendo um efeito em cascata, em que a temperatura da floresta aumenta, reduz o bombeamento de água para a atmosfera, reduzindo as chuvas, promovendo o déficit hídrico na floresta e acarretando maior mortalidade [2].

Alguns indicadores apontam o limiar de não retorno da floresta como diminuição da quantidade de chuvas (>1000 mm por ano); aumento de 1,5 grau de temperatura; déficit hídrico acumulado inferior a 350 mm por ano; períodos de seca superior a cinco meses e o desmatamento chegando a consumir 87% do bioma. Para reverter essa situação serão necessárias medidas urgentes como zerar o desmatamento e promover a restauração das áreas degradadas [2].

Restaurar uma área significa restabelecer aquele ecossistema o mais próximo possível do original [3][4]. Contudo, para que a restauração recomponha serviços ecossistêmicos, será preciso que a restauração ultrapasse a escala local e avance para a escala de paisagem. Além do ganho de escala da restauração, se faz necessário também estabelecer métodos de monitoramento dessas áreas [5].

O monitoramento de uma área em processo de restauração deve, em última instância, identificar se a trajetória atual está levando a uma condição de ecossistema restaurado. Deve-se estabelecer indicadores ecológicos que reflitam o status de extensos ecossistemas e quais ações complementares são necessárias para que se alcancem os objetivos inicialmente estabelecidos no projeto de restauração [6]. Apesar da importância do tema, pouca atenção foi dada à avaliação e ao monitoramento de áreas em processo de restauração; contudo, recentemente, o número de publicações tem crescido no Brasil e no mundo [7][8]. Havendo ainda uma grande lacuna a ser preenchida pela pesquisa e por trabalhos técnicos nesse sentido [9][10].

A iniciativa MapBiomas produz, desde 2015, mapas anuais da cobertura e uso da terra, além de monitorar a superfície de água e cicatrizes de fogo mensalmente com dados a partir de 1985, com resolução espacial de 30 m [11]. Essa iniciativa deu um passo à frente, lançando a versão beta, com 10 m de resolução espacial, com o intuído de viabilizar a visualização da mudança de uso e cobertura da terra em menores escalas [12]. Dessa forma, nosso objetivo foi avaliar a efetividade do uso de imagens de satélite de alta resolução para monitorar a evolução da restauração em pequenas áreas.

Material e Métodos

Área de estudo

A área avaliada compreende o sudeste paraense, região na qual predominam as fitofisionomias de floresta estacional e floresta ombrófila densa [13]. O tipo climático característico é o Am, clima tropical úmido ou subúmido, tipo climático de transição entre os tipos climáticos Af e Aw, apresentando período seco mais curto que o período chuvoso e geralmente tem valores bem elevados de precipitação [14]. A precipitação anual varia de 1400 a 1800 mm na região sudeste do Pará [15].

Avaliamos a evolução da restauração em 25 áreas, com tamanhos variando de 0,03 a 8,7 ha (Tabela 1). Essas áreas de plantio estão distribuídas ao longo de 35 km da estrada que dá acesso à mina do SALOBO.

CC BY NC ND

Tabela 1 - Caracterização geral das áreas em processo de restauração avaliadas no estudo. Destaca o tamanho de cada área, o tipo de degradação sofrida, o ano aproximado do ocorrido e o uso do solo no entorno da área em restauração.

Área em restauração	Tamanho (ha)	Tipo de degradação	Ano da degradação	Cobertura do entorno
N1	5,53	Agropecuária	1990	Agropecuária
Dique de finos II	7,39	Desmatamento para criação de barragem	2006	Vegetação nativa
Jazida 2/3	0,47	Retirada de vegetação	2002	Vegetação nativa
Jazida 8	0,3	Retirada seletiva de madeira	2006	Vegetação nativa
Pedreira	0,35	Agropecuária	2002	Agropecuária
J 4	2,09	Retirada de vegetação	1985	Vegetação nativa
Aloj.[1] VALE	6,59	Agropecuária	1990	Agropecuária
Quiosque	0,36	Barragem	1985	Vegetação nativa
Jazida 10	0,34	Retirada de vegetação	2008	Vegetação nativa
Jazida 4	0,2	Agropecuária	2010	Vegetação nativa
Jazida 6	0,22	Retirada de vegetação	1985	Vegetação nativa
Sup.[2] João Martins	0,03	Agropecuária	1985	Agropecuária
Jazida 5	0,18	Retirada de vegetação	2010	Vegetação nativa
Jazida 9	0,28	Retirada de vegetação	1985	Vegetação nativa
Sup.[2] Raimundo Cunha	1,43	Retirada de vegetação	1988	Vegetação nativa
Barragem Finos II	3,29	Desmatamento para criação de barragem	1985	Vegetação nativa
Aloj.[1] contratadas	8,72	Desmatamento para construção de prédio	1992	Vegetação nativa
Sup.[2] Francisco Silva	1,3	Agropecuária	1989	Agropecuária
Jazida 0	0,14	Retirada de vegetação	1991	Vegetação nativa
Jazida 7	0,05	Retirada de vegetação	1991	Vegetação nativa
ZVS Rio Itacaiúnas	38,78	Agropecuária	1993	Vegetação nativa
Sup.[2] Geraldo Magela	0,08	Agropecuária	2006	Agropecuária
Sup.[2] José Ribamar	0,18	Agropecuária	1996	Agropecuária

1 = alojamento; 2 = superintendente.

Fonte: os autores.

A restauração teve início no ano de 2010/2012 e foi finalizada em 2015. O método de restauração aplicado foi o plantio direto; a espécie foco desse plantio foi *Bertholletia excelsa* Bonpl., única espécie utilizada neste plantio. As áreas escolhidas para a restauração eram pastagens abandonadas, vegetação secundária (capoeira), áreas degradas com solo exposto e plantações (Figura 1).

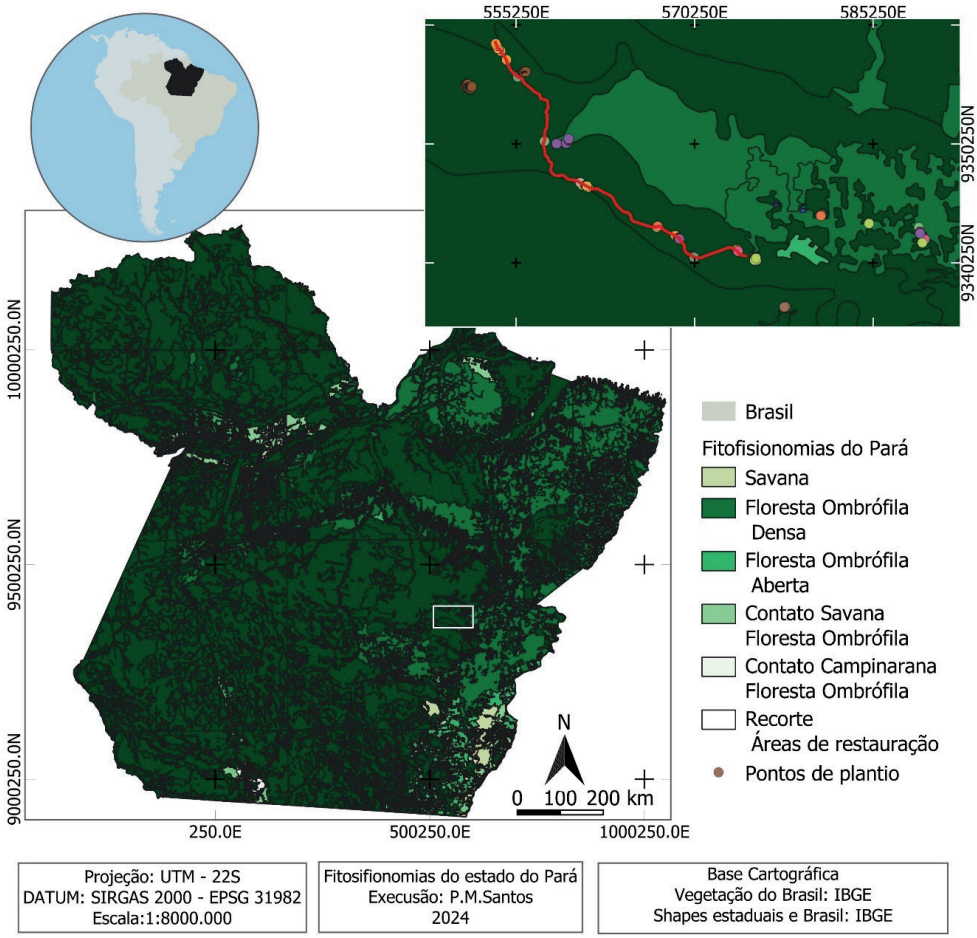


Figura 1 – Distribuição da vegetação (fitofisionomias) para o estado do Pará, segundo o mapa de vegetação do Brasil (IBGE 2021). Recorte para as áreas de restauração dos castanhais na região de Carajás.
Fonte: os autores.

Diversidade da paisagem – uso e cobertura da terra (UCT)

Em uma iniciativa inovadora, o projeto MapBiomas lançou a Coleção BETA, que inclui mapas anuais de cobertura e uso da terra para o período de 2016 a 2022. Esses mapas possuem alta resolução, com pixel de 10 m. Dessa forma, para o estudo da dinâmica da cobertura florestal em escala temporal (6 anos) foi utilizada a Coleção BETA, pois é a coleção com resolução espacial adequada para avaliar a restauração em pequenas áreas.

Maiores detalhes sobre a metodologia da Coleção BETA podem ser encontrados no site do projeto [11]. A escolha por esse banco de dados deveu-se à disponibilidade de imagens de alta resolução, o que possibilitaria a avaliação em escala temporal de área com tamanho variando de 0,03 ha a 8,7 ha. Além da avaliação através de imagens de satélite, também fizemos avaliação em campo, para fins de validação das mudanças de uso e cobertura do solo em loco.

Para elaboração do mapa de transição, as imagens foram recortadas para cada área de plantio e calculado o percentual de mudança por ano de avaliação, utilizando o complemento 'SCP' que avalia cada imagem e determina as mudanças na cobertura do solo pixel a pixel de um período a outro [16]. Os mapas foram projetados para a projeção UTM e DATUM SIRGAS 2000, de acordo com a recomendação do IBGE para garantir o cálculo preciso da área [17].

Resultados

Na avaliação das 25 áreas em restauração, observamos o retorno do status de cobertura florestal em apenas 10 áreas, o restante apresentou percentual de cobertura variando de 0 a 30%. Segundo as imagens avaliadas dos anos de 2016 a 2022, constatamos que, apesar de a área avaliada ter passado por processo de restauração, a cobertura dominante nas áreas foram "outros usos" (Figura 2). Essa observação foi confirmada nas atividades de campo, para validação dos dados e monitoramento das áreas de plantio.

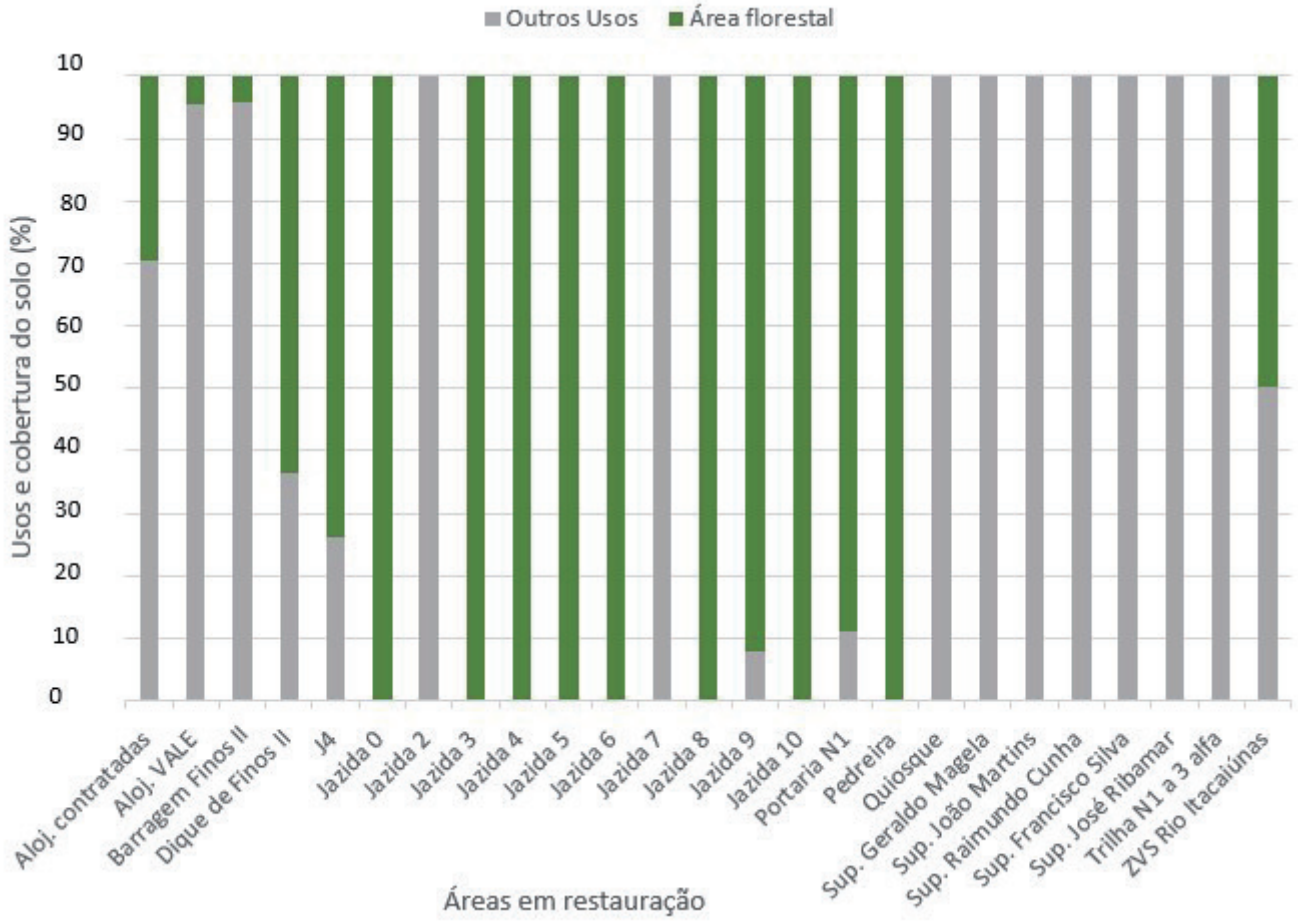


Figura 2 – Proporção de uso e cobertura do solo por área de plantio na região de Carajás no ano de 2022. Aloj. = alojamento; Sup. = superintendente.
Fonte: os autores.

As áreas onde observamos a recomposição florestal em 100% (jazidas 3, 4, 5, 6 e pedreira) eram áreas pequenas que em seu entorno apresentam remanescentes de vegetação nativa. Nas atividades de validação dos dados e monitoramento de campo constatamos, no entanto, a mortalidade de mais de 90% das espécies do plantio. Essa mortalidade elevada foi constatada não só nas áreas citadas, mas em todas as 25 áreas monitoradas.

Na avaliação em escala temporal, observamos que, em algumas áreas, houve o processo inverso ao esperado, ocorrendo perda de vegetação das áreas, isso foi observado nas áreas Alojamento das Contratadas e Alojamento Vale. Nas avaliações em campo, observamos a instalação de estruturas de alojamento para trabalhadores da empresa responsável pela área. Nessas áreas houve o desmatamento de remanescentes e das áreas em restauração. A partir do monitoramento temporal, observamos que na área onde foi realizado o plantio houve o incremento de área construída ao contrário do esperado, que seria o crescimento da classe de formação florestal (Figura 3).

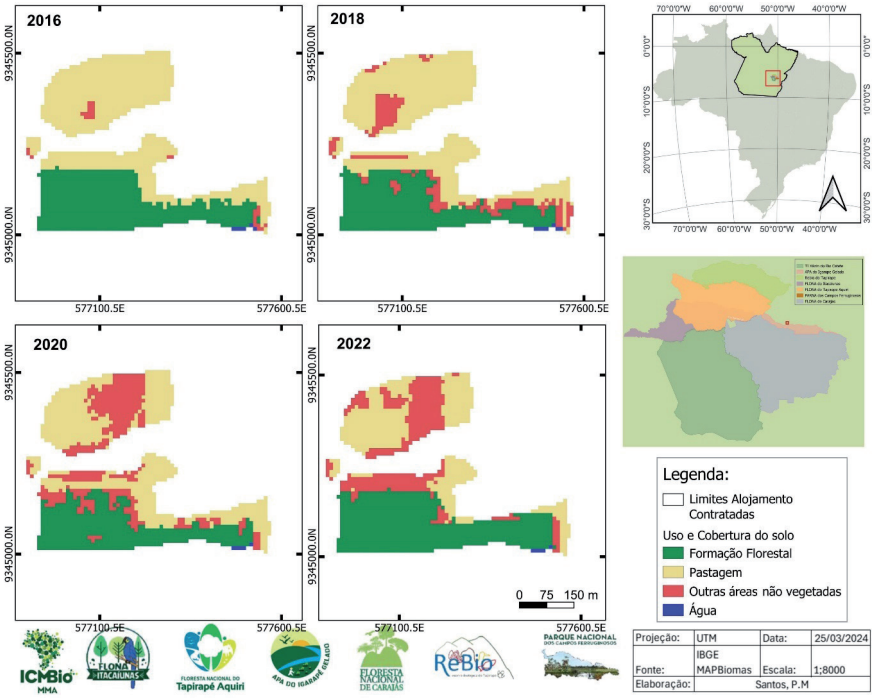


Figura 3 – Uso e cobertura do solo em área de plantio de restauração dos castanhais na região de Carajás. Os mapas 2016 a 2022 destacam a mudança do uso e cobertura ao longo do tempo, especificamente da área de plantio denominada Alojamento das Contratadas.
Fonte: os autores.

Na área do Alojamento Vale, a evolução temporal das áreas de plantio foi inexistente, tendo em visto o aumento das áreas de construção (outras áreas não vegetadas), exatamente no local de plantio que foi completamente removido (Figura 4).

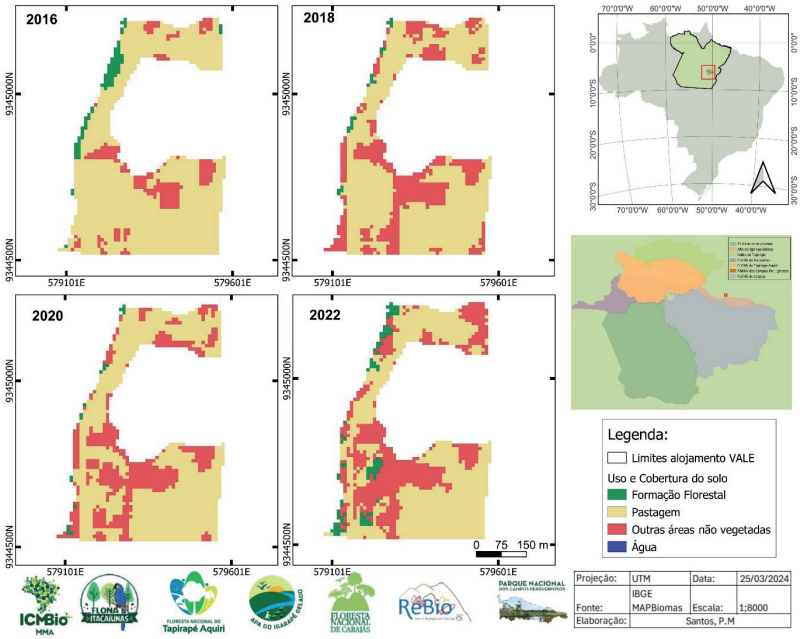


Figura 4 – Uso e cobertura do solo em área de plantio de restauração dos castanhais. Os mapas 2016 a 2022 destacam a mudança do uso e cobertura ao longo do tempo, especificamente da área de plantio denominada Alojamento da Vale.
Fonte: os autores.

Na área Barragem de Finos II, o plantio foi realizado em área aberta classificada como pastagem, segundo as imagens. Ao longo do período de monitoramento, não houve incremento de vegetação, permanecendo como uso antrópico de 2016 a 2022 (Figura 5). Na averiguação em campo, para validação das imagens, confirmamos que o foi identificado no monitoramento remoto e a alta mortalidade das mudas.

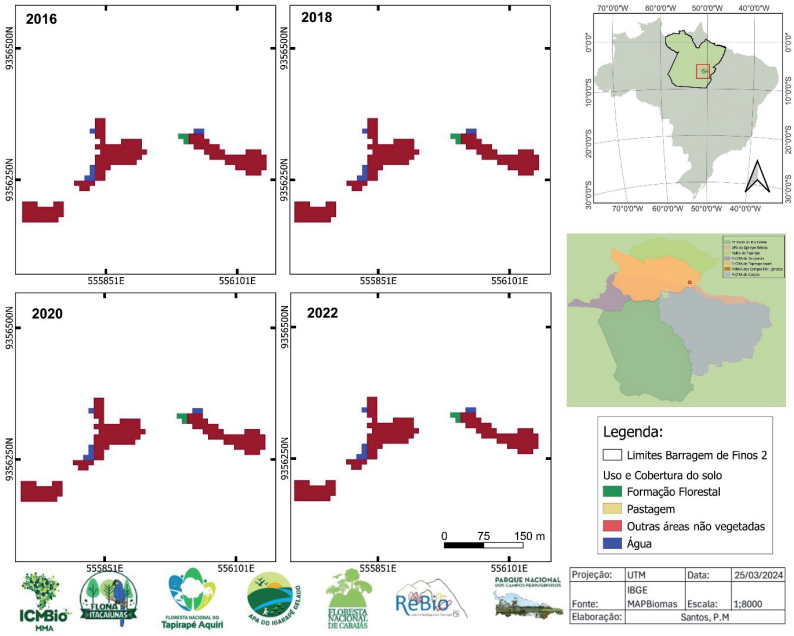


Figura 5 – Uso e cobertura do solo em área de plantio de restauração dos castanhais. Os mapas 2016 a 2022 destacam a mudança do uso e cobertura ao longo do tempo, especificamente da área de plantio denominada Barragem de Finos II.

Fonte: os autores.

O Dique de Finos II tem área de plantio de 7,39 ha, foram realizados plantios em 4 pontos, os quais no ano de 2012 eram área aberta, classificada como pastagem. Ao longo do período de avaliação não houve mudanças quanto a classificação de uso antrópico, conforme pode ser observado na Figura 6.

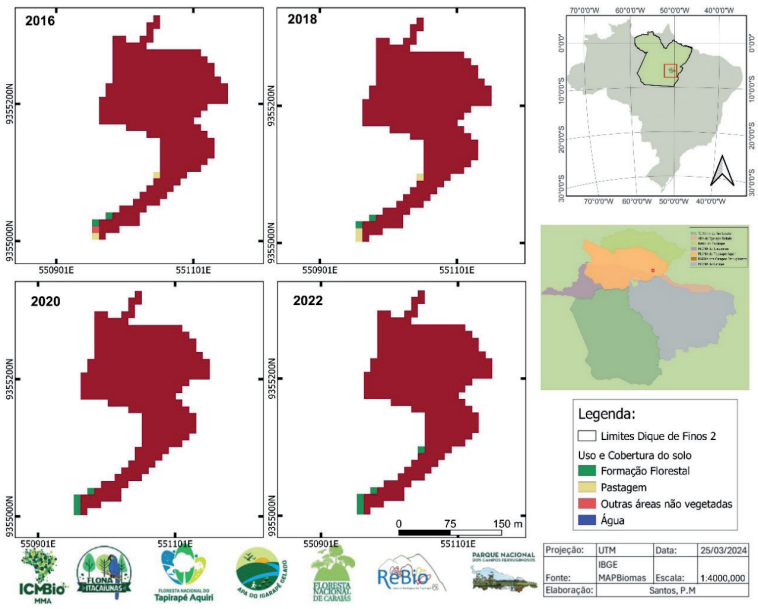


Figura 6 – Uso e cobertura do solo em área de plantio de restauração dos castanhais. Os mapas 2016 a 2022 destacam a mudança do uso e cobertura ao longo do tempo, especificamente da área de plantio denominada Dique de Finos II.

Fonte: os autores.

Esses recortes são exemplos do que ocorreu na maioria das áreas de plantio, cuja avaliação através das imagens constatou ganho de floresta inferiores a 30%. Um exemplo de área onde houve mudança apenas no tipo de uso, sem incremento florestal foi a Jazida 02, o uso anterior ao plantio era pastagem e o uso atual foi classificado como outras áreas não vegetadas, na legenda do MapBiomas, estas são áreas antrópicas, geralmente de uso urbano (Figura 7).

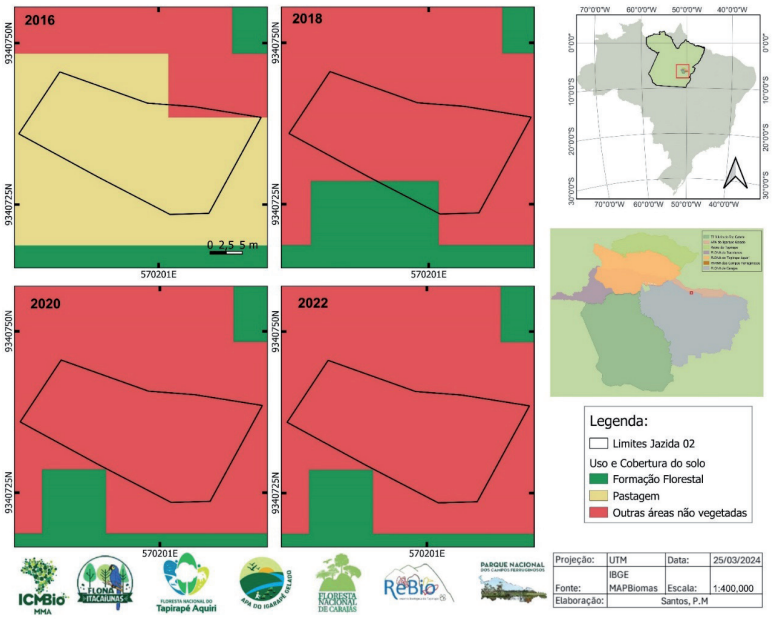


Figura 7 – Uso e cobertura do solo em área de plantio de restauração dos castanhais. Os mapas 2016 a 2022 destacam a mudança do uso e cobertura ao longo do tempo, especificamente da área de plantio denominada Jazida 02.
Fonte: os autores.

Observamos uma intensa dinâmica de uso do solo ao longo dos anos de avaliação (2016 a 2022), muito mais voltada ao uso antrópico do que para restauração. As classes de uso predominante nas áreas foram: pastagem; outras áreas não vegetadas e formação florestal. O somatório das áreas de pastagem em 2016 foi de 937,69 ha, passando para 649,91 em 2022. A área classificada como floresta em 2016 foi de 1,310, passando para 1,849 ha em 2022 (Figura 8).

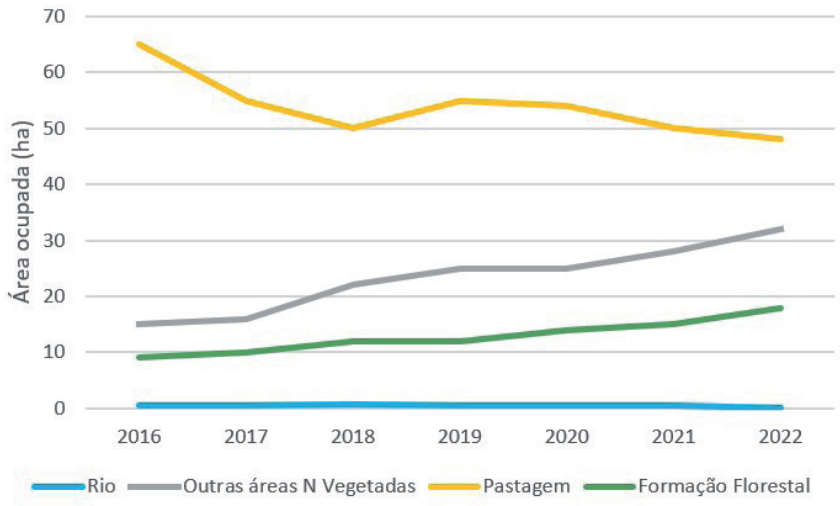


Figura 8 – Mudanças de uso e cobertura do solo ao longo do tempo (2016 a 2022) nas áreas de plantio compensatório da região de Carajás.
Fonte: os autores.

Ao longo dos anos observamos a mudança de cobertura do solo mais relacionadas a alternância dentro dos usos antrópicos, de pastagem para áreas não vegetadas como construções. Apesar de a avaliação ter sido realizada exclusivamente em áreas destinadas à restauração, poucas foram as áreas onde observamos ganho de vegetação, o que foi identificado em imagens e confirmado em atividades de campo para validação dos dados.

Discussão

Entidades como a Aliança para a Restauração [10], a Sociedade Brasileira de Restauração Ecológica (SOBRE), a Rede Brasileira de Restauração Ecológica (REBRE) [18], a Society for Ecological Restoration (SER) [19] e autores da área [20][22] são unânimes em falar da importância do monitoramento da restauração e como esse recurso pode melhorar o processo de restauração [10]. Isso evidencia a importância da implementação de estratégias de monitoramento de menor custo e fácil execução [23].

A utilização de imagens de satélite em alta resolução por vezes é algo bastante dispendioso. As imagens que possuem alta resolução espacial e temporal costumam ter um alto custo econômico. Já considerando as alternativas gratuitas, geralmente têm baixa resolução espacial e temporal o que torna a avaliação de pequenas áreas imprecisa, uma vez que as áreas em restauração costumam ser de pequena extensão. Dessa forma, a iniciativa MapBiomas nos traz uma ferramenta de grande ajuda neste processo, disponibilizando imagens de alta resolução, com resolução temporal e já classificadas de acordo com os usos e coberturas do solo [12].

A iniciativa de restauração que avaliamos, visava restaurar principalmente áreas de pastagem e capoeiras abandonadas [24]. Áreas sob esses usos, costumam apresentar bom desenvolvimento quando tomados os devidos cuidados do manejo [25]. Contudo, vale ressaltar que só a introdução de espécies não é garantia de que os processos ecológicos retornem a longo prazo, sendo necessário a incorporação dos processos ecológicos externos à área em restauração [26].

A restauração ecológica busca refazer processos naturais e sucessionais, aumentando a resiliência do ecossistema em restauração [3][4] direcionando a comunidade degradada afim de promover a integração com a paisagem de entorno [3]. As áreas onde observamos a recomposição florestal (jazidas 3, 4, 5 e pedreira) eram áreas pequenas que em seu entorno apresentam remanescentes florestais. o que pode ter favorecido a sucessão florestal nessas áreas, sendo a possível razão para o incremento da vegetação nessas áreas.

O tamanho das áreas em restauração, a promoção da conexão das áreas e a necessidade do aumento da escala da restauração são alguns dos gargalos discutidos na restauração mais recentemente [24]. Observamos que as áreas em restauração foram escolhidas de forma a atender a necessidade da empresa que estava fazendo a compensação [27]. Dessa forma, não foi pensado na restauração em escala da paisagem [28], nem escolhidas as melhores áreas, seja no contexto da necessidade de restauração ou ambientes que dariam melhor resultados a curto prazo [27][29].

Os fatores discutidos acima têm importância quando pensamos no tempo que pode levar para se restaurar uma área [30]. A continuidade das iniciativas de restauração ao longo do tempo é outro gargalo do processo de restauração, pois algumas áreas podem demorar mais para se restabelecer, a depender de vários fatores, inclusive a inexistência de um projeto de monitoramento [29,30]. E esse tempo pode levar algumas iniciativas a serem abandonadas antes de sua conclusão. As áreas que estudamos tem em média 12 anos do início da restauração e muitas delas podemos considerar que estão em completo abandono.

Lamb [24] destaca que métricas de sensoriamento remoto têm o potencial de complementar avaliações baseadas em campo e aumentar a frequência de esforços futuros de monitoramento. O monitoramento periódico das áreas em restauração, dá ao processo um caráter de retroalimentação, à medida que observo os resultados do monitoramento, é possível identificar as falhas a tempo de corrigi-las [10][24].

Conclusão

O monitoramento é uma etapa fundamental do projeto de restauração, pois configura-se como uma atividade constante, que deve ser implementada desde o primeiro momento. Dessa forma, a experimentação da aplicação de geotecnologias no monitoramento da restauração se mostrou viável e de fácil implementação.

Assim como os dados de campo, a avaliação feita por imagens mostrou que a restauração avaliada apresenta resultados pouco efetivos, tendo em vista

que o aumento da cobertura vegetal e consequente redução das áreas de pastagem não foram observados. Através das imagens também conseguiram detectar áreas onde houve efetividade da restauração, com aumento da cobertura vegetal, mesmo em áreas de tamanho reduzido. Esse fato demonstra a importância da adoção de estratégias de manejo adaptativo que contemplem as especificidades das iniciativas voltadas para restauração.

Desse modo, fica demonstrado que as geotecnologias são ferramentas importantes no manejo de áreas em restauração, uma vez que é possível indicar a porcentagem de área coberta por vegetação e classificar aquelas que são de interesse para restauração nas proximidades, favorecendo a conectividade entre fragmentos.

Referências

1. Lama C Del, Rosa M, Azevedo T, Shimbo J, Teixeira L, Oliveira M, et al. [Internet]. 2024 May 28. RAD2023: Relatório Anual do Desmatamento no Brasil 2023 [Acesso em: 2024 Jun 9]. Disponivel em: http://alerta.mapbiomas.org/team.

2. Van Passel J, Bernardino PN, Lhermitte S, Rius BF, Hirota M, Conradi T, et al. Critical slowing down of the Amazon forest after increased drought occurrence. Proceedings of the National Academy of Sciences. Proceedings of the National Academy of Sciences; 2024; 121(22) :e2316924121. DOI: 10.1073/pnas.2316924121

3. Holl KD, Lesage J, Amazonas N, Resende A, Simões L, Vizcaya E, et al. Holl KD, editor. Fundamentos da restauração [Internet]. 1st ed. México: UNIVERSIDAD NACIONAL AUTÓNOMA DE MÉXICO Instituto de Física; 2023 [Acesso em: 2023 May 15]. Disponível em: https://books.google.com.br/books/about/Fundamentos_da_restaura%C3%A7%C3%A3o_ecol%C3%B3gica.html?id=hUm7EAAAQBAJ&redir_esc=y

4. SER S for ERIS& PWG. Fundamentos de Restauração Ecológica. Sociedade Internacional para Restauração Ecologica [Internet]. 2004; Disponível em: www.ser.org

5. Mansourian S, Berrahmouni N, Blaser J, Dudley N, Maginnis S, Mumba M, et al. Reflecting on twenty years of forest landscape restoration. Restor Ecol. John Wiley and Sons Inc; 2021;29(7). DOI: https://doi.org/10.1111/rec.13441

6. de Moraes LFD, Campello EFC, Franco AA. Restauração florestal: Do diagnóstics de degradação ao uso de indicadores ecológicos para o monitoramento das ações. Oecologia Australis. 2010;14(2):437–51. DOI: 10.4257/oeco.2010.1402.07

7. Bruno Rocha Martins W, Douglas Roque Lima M, de Oliveira Barros Junior U, Sousa Villas-Boas Amorim L, de Assis Oliveira F, Schwartz G. Ecological methods and indicators for recovering and monitoring ecosystems after mining: A global literature review. Vol. 145, Ecological Engineering Elsevier B.V.; 2020.

8. Guerra A, Reis LK, Borges FLG, Ojeda PTA, Pineda DAM, Miranda CO, et al. Ecological restoration in Brazilian biomes: Identifying advances and gaps. Vol. 458, Forest Ecology and Management Elsevier B.V.; 2020.

9. Brancalion PHS, Gorne viani RA, Rodrigues RR, Gandolfi S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração [Internet]. São Paulo; 2013 [Acesso em: 2023 Aug 18]. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206(2).pdf

10. Aliança pela Restauração na Amazônia. Recomendações para o monitoramento da restauração na Amazônia [Internet]. 1st ed. Vol. 1 Belém, PA: Aliança pela Restauração na Amazônia; 2022 [Acesso em: 2023 Aug 18]. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://aliancaamazonia.org.br/wp-content/uploads/2022/11/monitoramento-alianca-web2.pdf

11. Projeto (MapBiomas). Projeto MapBiomas - Coleção 8.0 da série anual de mapas de cobertura e uso do solo no Brasil [Internet]. 2023. Coleção [8.0] da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso de Solo do Brasil - Metodologias MapBiomas [Acesso em: 2023 Mar 21]. Disponível em: https://mapbiomas.org/visao-geral-da-metodologia

12. MapBiomas. https://brasil.mapbiomas.org/2023/08/17/mapbiomas-publica-primeira-colecao-de-mapas-de-cobertura-e-uso-da-terra-com-resolucao-espacial-de-10-metros/ [Internet]. 2023 Nov. A coleção MapBiomas 10 Metros beta

13. Mesquita Da Luz L, Edilson J, Rodrigues C, Carvalho Da Ponte F, Nunes Da Silva C. ATLAS GEOGRÁFICO ESCOLAR DO ESTADO DO PARÁ GAPTA / UFPA BELEM-2013 1ª Edição.

14. Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, De Moraes Gonçalves JL, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorologische Zeitschrift. 2013;22(6):711–28. DOI: 10.1127/0941-2948/2013/0507

15. Lopes MNG, De Souza EB, Ferreira DB da S. Climatologia regional da precipitação no estado do Pará. Revista Brasileira de Climatologia [Internet]. 2013 [Acesso em: 2024 May 9];9:84–102. Disponível em: https://ojs.ufgd.edu.br/index.php/rbclima/article/view/13689/7047

16. Congedo L. Semi-Automatic Classification Plugin: A Python tool for the download and processing of remote sensing images in QGIS. J Open Source Softw. The Open Journal; 2021;6(64):3172. DOI: 10.21105/joss.03172

17. IBGE. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE, editor. Acesso e uso de dados geoespaciais. 14th ed. Vol. 14 Rio de Janeiro: IBGE; 2019.

18. SOBRE. Restauração no Brasil [Internet]. 2024 Jul 10. Sociedade Brasileira de Restauração Ecológica (SOBRE) [Acesso em: 2024 Jul 9]. Disponível em: https://www.sobrestauracao.org/

19. Bartholomew DC, Mosyaftiani A, Morgan B, Shah T, Shaw K, Stillman C, et al. The Global Biodiversity Standard: Manual for assessment and best practices Authors [Internet]. Washington, D.C. USA; 2024 Jul [Acesso em: 2024 Jul 10]. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/docs/The-Global-Biodiversity-Stan.pdf

20. Brancalion P, Viani R, Rodrigues R, Gandolfi S. Avaliação e monitoramento de áreas em processo de restauração. In: Martins S, editor. Restauração ecológica de ecossistemas degradados. [Internet]. 2nd ed. Viçosa: Editora UFV; 2015 [Acesso em: 2024 Jul 11]. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.esalqlastrop.com.br/img/aulas/Cumbuca%206(2).pdf

21. Strassburg B, Branco PD, IRibarrem A, Latawiec A, Salcedo C, Rocha D, et al. Identificando Áreas Prioritárias para Restauração- Bioma Amazônia. Rio de Janeiro; 2022 Nov 10.

22. Rodrigues RR, Padovezi A, Farah FT, Garcia LC, Sanglade LG, Brancalion PHS, et al. Protocolo de monitoramento para Programas e Projetos de Restauração Florestal. Pacto pela Restauração da Mata Atlântica [Internet]. 2013 [Acesso em: 2024 Jul 10];1:1–61. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://www.pactomataatlantica.org.br/wp-content/uploads/2021/05/protocolo-de-monitoramento-pt.pdf

23. Bartholomew DC, Mosyaftiani A, Morgan B, Shah T, Shaw K, Stillman C, et al. Remote Sensing Survey. In: The Global Biodiversity Standard: Manual for assessment and best practices Authors. [Internet]. 1st ed. Washington, D.C. USA: Botanic Gardens Conservation International.; 2024 [Acesso em: 2024 Jul 10]. Disponível em: chrome-extension://efaidnbmnnnibpcajpcglclefindmkaj/https://cdn.ymaws.com/www.ser.org/resource/resmgr/docs/The-Global-Biodiversity-Stan.pdf

24. Lamb D. Undertaking large-scale forest restoration to generate ecosystem services. Restor Ecol. John Wiley & Sons, Ltd; 2018;26(4):657–66. DOI: https://doi.org/10.1111/rec.12706

25. Ghazoul J, Chazdon R. Annual Review of Environment and Resources Degradation and Recovery in Changing Forest Landscapes: A Multiscale Conceptual Framework. Annu Rev Environ Resour. 2017;42:161–88. DOI: 10.1146/annurev-environ

26. Parker VT. The Scale of Successional Models and Restoration Objectives. Restor Ecol. John Wiley & Sons, Ltd; 1997;5(4):301-6. DOI: https://doi.org/10.1046/j.1526-100X.1997.00031.x

27. Ruíz J, Vargas O, Rodríguez N. Restoration priorities: Integrating successional states and landscape resilience in tropical dry forest compensation projects in Colombia. Applied Geography. 2023;157:103021. DOI: https://doi.org/10.1016/j.apgeog.2023.103021

28. Leite M de S, Tambosi LR, Romitelli I, Metzger JP. Landscape ecology perspective in restoration projects for biodiversity conservation: A review. Natureza a Conservacao. Fundacao O Boticario de Protecao a Naturezas; 2013;11(2):108–18. DOI: 10.4322/natcon.2013.019

29. Crouzeilles R, Curran M, Ferreira MS, Lindenmayer DB, Grelle CE V, Rey Benayas JM. A global meta-analysis on the ecological drivers of forest restoration success. Nat Commun. 2016;7(1):11666. DOI: 10.1038/ncomms11666

30. Holl KD, Reid JL, Chaves-Fallas JM, Oviedo-Brenes F, Zahawi RA. Local tropical forest restoration strategies affect tree recruitment more strongly than does landscape forest cover. Journal of Applied Ecology. John Wiley & Sons, Ltd; 2017;54(4):1091-9. DOI: https://doi.org/10.1111/1365-2664.12814

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Influência de sistemas agroflorestais sucessionais na dinâmica da vegetação espontânea no município de Canaã dos Carajás, sudeste do estado do Pará

Swami Brito de Oliveira[1]
https://orcid.org/0009-0001-3030-7965

Kattarine Vasconcelos Oliveira[1]
https://orcid.org/0009-0004-8678-9328

Vanessa Spindola de Oliveira[1]
https://orcid.org/0000-0003-3141-6861

Tatiane dos Santos Nascimento[1]
https://orcid.org/0009-0006-8188-3408

Lígia Haira Duarte de Almeida[2]
https://orcid.org/0009-0009-1335-4311

Jéssica Araújo Heringer Ribeiro[3]
https://orcid.org/0009-0004-6216-1632

Deirilane Galvão de Moraes[1]
https://orcid.org/0000-0001-6790-4280

Fernando da Costa Brito Lacerda[1,*]
https://orcid.org/0000-0002-9801-3680
*Contato principal

[1] Universidade Federal Rural da Amazônia/UFRA - Campus Parauapebas, Parauapebas/PA, Brasil. <swamibrito3@gmail.com, kattarine.ufra@gmail.com, nessa.spindola17@gmail.com, nascimentotatiane63@gmail.com, deirilane63@gmail.com, fernando.lacerda@ufra.edu.br>.

[2] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Núcleo de Gestão Integrada de Carajás/NGI Carajás, Parauapeba/PA, Brasil. <hairaduarte19@gmail.com>.

[3] Universidade Federal de Viçosa/UFV, Departamento de Biologia Vegetal, Programa de Pós-graduação em Botânica, Viçosa/MG, Brasil. < jessica.heringer@outlook.com>.

Recebido em 09/08/2024 - Aceito em 01/02/2025

Como citar:

Oliveira SB, Oliveira KV, Oliveira VS, Nascimento TS, Almeida LHD, Ribeiro JAH, Moraes DG, Lacerda FCB. Influência de sistemas agroflorestais sucessionais na dinâmica da vegetação espontânea no município de Canaã dos Carajás, sudeste do estado do Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 82-95. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2656

Palavras-chave: Agroecossistemas; diversidade; fitossociologia; abundância.

RESUMO – Os sistemas agroflorestais sucessionais (SAFs) são sistemas de produção que integram espécies arbóreas com culturas agrícolas anuais ou perenes, bem como animais. Devido à sua biodiversidade e estratificação da vegetação, os SAFs podem apresentar processos ecológicos semelhantes às florestas naturais, promovendo diversos serviços ambientais. Objetivou-se avaliar a influência de módulos de sistemas agroflorestais (M1-M5) sob a estrutura, composição e diversidade da flora espontânea durante um período de 2 anos de monitoramento. Os módulos apresentam cacau, bananeira, mandioca, abacaxi e milho como culturas comuns, variando em função das demais espécies consorciadas. Durante duas ocasiões (2020 e 2021), foram alocadas aleatoriamente cinco parcelas de 2×2 m em cada módulo, onde todos os indivíduos ≤ 1,5 m de altura foram inventariados. Foi levantado um total de 7.347 indivíduos, distribuídos em 96 espécies e 27 famílias. Em 2020, o número de indivíduos levantados foi de 4.756, distribuídos em 72 espécies e 24 famílias. Esse número reduziu para 2.591 indivíduos em 2021, sendo 64 espécies e 18 famílias. A forma de vida herbácea predominou em todos os módulos do SAF em ambos os anos de avaliação, com exceção do M1, que apresentou um aumento de 32% na quantidade de indivíduos herbáceos no segundo ano. Em todos os demais módulos, a quantidade de herbácea reduziu em mais de 50%, de 2020 para 2021.Conclui-se que diferentes arranjos de sistemas agroflorestais influenciam a estrutura e composição da vegetação espontânea e que os SAFs são recomendados como supressores de plantas daninhas.

Influence of successional agroforestry systems on the dynamics of spontaneous vegetation in Canaã dos Carajás municipality, southeastern Pará state

Keywords: Agro ecosystems; diversity; phytosociology; abundance.

ABSTRACT – Agroforestry systems (AFS) integrate tree species with annual or perennial crops and animals. Due to their biodiversity and vegetation stratification, AFS can exhibit ecological processes like natural forests, providing various environmental services. The objective was to evaluate the influence of agroforestry modules (M1-M5) on the structure, composition, and diversity of spontaneous flora over a 2-year monitoring period. The modules included cocoa, banana, cassava, pineapple, and maize as common crops, varying with other associated species. In two occasions (2020 and 2021), five 2×2 m plots were randomly allocated in each module, where all individuals ≤ 1.5 m tall were inventoried. A total of 7,347 individuals distributed across 96 species and 27 families were recorded. In 2020, 4,756 individuals were surveyed, belonging to 72 species and 24 families. This number decreased to 2,591 individuals in 2021, comprising 64 species and 18 families. Herbaceous life form predominated in all AFS modules in both assessment years, except for M1, which showed a 32% increase in herbaceous individuals in the second year: In all other modules, herbaceous abundance decreased by more than 50% from 2020 to 2021. We conclude that different arrangements of agroforestry systems influence the structure and composition of spontaneous vegetation, and AFS are recommended as weed suppressors.

Influencia de los sistemas agroforestales sucesionales en la dinámica de la vegetación espontánea en el municipio de Canaã dos Carajás, sudeste del estado de Pará

Palabras clave:
Agroecosistemas; diversidad; fitosociología; abundancia.

RESUMEN – Los sistemas agroforestales sucesionales (SAF) son sistemas de producción que integran especies arbóreas con cultivos agrícolas anuales o perennes, como animales. Debido a su biodiversidad y estratificación de la vegetación, los SAF pueden presentar procesos ecológicos similares a los bosques naturales, promoviendo diversos servicios ambientales. El objetivo fue evaluar la influencia de los módulos del sistema agroforestal (M1-M5) sobre la estructura, composición y diversidad de la flora espontánea durante un período de monitoreo de 2 años. Los módulos presentan como cultivos comunes cacao, plátano, yuca, piña y el maíz, variando, dependiendo de las otras especies intercaladas. Durante dos ocasiones (2020 y 2021), asignamos aleatoriamente cinco parcelas de 2x2 m en cada módulo, donde se inventariaron todos los individuos ≤ 1,5 m de altura. Encontramos un total de 7347 individuos distribuidos en 96 especies y 27 familias. En 2020, el número de individuos encuestados fue de 4756, distribuidos en 72 especies y 24 familias. Este número disminuyó a 2591 individuos en 2021, que comprenden 64 especies y 18 familias. La forma de vida herbácea predominó en todos los módulos SAF en los dos años de evaluación, a excepción del M1, que mostró un aumento del 32% en el número de individuos herbáceos en el segundo año. En todos los demás módulos la cantidad de especies herbáceas se redujo en más del 50% de 2020 a 2021. Concluimos que las diferentes disposiciones de los sistemas agroforestales influyen en la estructura y composición de la vegetación espontánea y que los SAF se recomiendan como supresores de malezas.

Introdução

Os sistemas agroflorestais (SAFs) constituem um modo de produção que integra espécies arbóreas com culturas agrícolas anuais e/ou perenes e com possibilidade de inclusão de animais [1], que pode ocorrer de forma simultânea ou escalonada ao longo do tempo [2]. Esses sistemas são reconhecidos por promoverem benefícios ambientais, econômicos e sociais [3], sendo indicados como alternativa aos sistemas agrícolas tradicionais empregados na agricultura familiar [4], comumente apontados como causadores de degradação ambiental. Estudos já demonstraram que os SAFs podem contribuir para melhorias microclimáticas, que incluem a conservação da umidade relativa do ar e do solo, e a regulação

CC BY NC ND

térmica [5], podendo funcionar como corredores ecológicos, interligando fragmentos florestais e fornecendo recursos para animais polinizadores e dispersores, o que contribui significativamente para a conservação da biodiversidade [6][7][8], além de incorporar uma grande quantidade de matéria orgânica no solo [9], promovendo ciclagem de nutrientes [10] e consequentemente recuperação de áreas degradadas [11].

A região sudeste do estado do Pará é reconhecida por apresentar uma grande concentração de propriedades agrícolas familiares associada a projetos de assentamentos rurais [12]. Nesses assentamentos estão alocadas aproximadamente 22 mil famílias desenvolvendo atividades agrícolas que, em virtude de fatores econômicos e sociais, se caracteriza por ser pouco conservacionista e apresentar baixo nível tecnológico. Essas práticas frequentemente são associadas a um processo acelerado e progressivo de degradação ambiental, visto que são impulsionadoras de desmatamento, queimadas e esgotamento dos solos [13][14]. Na microrregião de Parauapebas, que abrange os municípios de Parauapebas, Água Azul do Norte, Canaã dos Carajás, Curionópolis e Eldorado dos Carajás, essa problemática é atenuada em virtude da proeminência de atividades ligadas à exploração mineral e madeireira, que são historicamente associadas a grandes impactos ambientais na região. Existe, portanto, uma grande demanda regional para a recuperação da produtividade dessas áreas, associada ao desenvolvimento de modelos de produção mais sustentáveis com premissas de redução do desmatamento e conservação da biodiversidade [15].

Nesse sentido, os SAFs são vistos como uma alternativa promissora de manejo para pequenas propriedades agrícolas [16][4]. Em geral, o pequeno agricultor não tem recursos para contratar trabalhadores e praticamente todo o trabalho é realizado por meio de mão-de-obra familiar, frequentemente insuficiente para atender as demandas dos sistemas agrícolas tradicionais [17]. Além disso, existe uma carência generalizada por ferramentas e insumos agrícolas, tais como fertilizantes e herbicidas [18], o que, associado à dificuldade de acesso a serviços de apoio para beneficiamento e comercialização dos produtos [19], gera sistemas insustentáveis [20]. Os SAFs, no entanto, podem apresentar custos menores de manutenção, requerendo uma menor quantidade de mão-de-obra e recursos financeiros. A melhoria na fertilidade e na capacidade produtiva do solo [21], bem como a supressão de plantas daninhas pelo sombreamento proporcionado pelas árvores e arbustos cultivados em SAF [22], e a possibilidade de uma produção mais diversificada e escalonada a curto, médio e longo prazo [23], exemplificam como esses sistemas podem contribuir para redução de custos, geração de renda e melhorias na qualidade de vida e nas condições de trabalho no campo [1].

Em decorrência da sua biodiversidade e da estratificação gerada pelas espécies cultivadas, os SAFs podem apresentar mecanismo ecológicos semelhantes aos de florestas naturais [24], influenciando a vegetação espontânea que ocorre no estrato inferior [25][26]. De acordo com a composição das espécies, sobretudo das arbóreas e arbustivas, os arranjos agroflorestais podem limitar a disponibilidade de luz para os estratos mais inferiores do sistema, o que funcionam como filtro ambiental para o estabelecimento da flora espontânea [27]. Ramos et al. [27] verificaram que as árvores consorciadas em SAF, ao promoverem sombreamento, contribuem para a seleção espécies com estratégias de tolerância a sombra, e fornecem *habitat* menos favoráveis para o estabelecimento de espécies exóticas. Associado a isso, já foi demonstrado que à medida que o SAF vai se desenvolvendo, as espécies cultivadas podem gerar densas camadas de serapilheira que funcionam como barreira física para o estabelecimento das plantas espontâneas [28][29].

Nesse sentido, é provável que os diferentes arranjos de espécies consorciadas em SAF exerçam diferentes níveis de sombreamento e barreiras germinativas, o que pode influenciar diretamente na comunidade de plantas espontâneas. Isso pode atuar na supressão de plantas herbáceas indesejáveis [30][27], bem como na seleção de espécies nativas arbustivas e arbóreas que contribuem com a regeneração florestal e conservação da biodiversidade. Para exemplificar isso, Lacerda et al. [22], verificaram que em áreas com histórico de pastagens degradadas no estado do Pará, os SAFs promoveram um aumento na riqueza de espécies da flora espontânea entre as linhas de plantio, contribuindo para o estabelecimento de espécies florestais importantes no processo de sucessão ecológica. Lacerda et al. [31] também verificaram que os SAFs podem armazenar uma grande diversidade florística no banco de sementes do solo, que constitui uma importante fonte de regeneração natural de florestas. Ainda nesse sentido, Cordeiro et al. [30], ao compararem monoculturas com SAF, verificaram que os SAFs limitam o estabelecimento de espécies de plantas exóticas, contribuindo para o controle de invasões biológicas e para a conservação da biodiversidade.

CC BY NC ND

Estudo de dinâmica de plantas espontâneas em SAF são escassos, e os processos ecológicos envolvidos em sistemas biodiversos ainda não foram completamente elucidados. Assim, o objetivo deste trabalho é avaliar a influência de diferentes arranjos de sistemas agroflorestais sucessionais sob a estrutura, composição e diversidade florística da vegetação espontânea ao longo de dois anos de monitoramento no município de Canaã dos Carajás, sudeste do estado do Pará. Especificamente, buscou-se testar as seguintes hipóteses: (i) diferentes arranjos de SAF podem influenciar na comunidade de plantas espontâneas; (ii) essa influência, no entanto, pode variar ao logo do tempo em virtude do desenvolvimento e manejo dos SAFs; e (iii) mudanças ambientais (tais como aumento do sombreamento e da produção de serapilheira) ocasionados pelo desenvolvimento dos SAFs, sobretudo dos componentes arbóreos, que atuam na redução de plantas herbáceas indesejáveis e no estabelecimento de outras espécies de importância sucessional.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi desenvolvido em uma unidade demonstrativa experimental de SAF localizada em uma propriedade particular no município de Canaã dos Carajás, no sudeste do estado do Pará (Figura 1). Nessa unidade demonstrativa foram instalados, em janeiro de 2019, cinco diferentes módulos (M1-M5) de sistemas agroflorestais que variam em função dos arranjos de espécies agrícolas e florestais consorciadas (Tabela 1). A montagem dos arranjos objetivou a diversificação da produção e análises de viabilidade socioeconômica. Cada módulo apresenta cerca de 2 ha, de forma que a unidade demonstrativa apresenta uma área de aproximadamente 10 ha.

A classificação climática da região, segundo Köppen, é "Awi", tropical chuvoso com seca de inverno, caracterizado por um longo período estiagem. A estação seca e chuvosa compreende, respectivamente, os meses de maio a outubro e novembro a abril. A precipitação média anual é de 2.500 mm.ano^{-1} e a temperatura média anual é 29 ºC [32]. Os solos predominantes na região são classificados como argissolos vermelho-amarelos distróficos, podendo ainda ocorrer latossolos vermelho-amarelos distróficos e neossolos litólicos distróficos [33].

Levantamentos florísticos

Para a análise da estrutura e composição da vegetação espontânea foram feitos levantamentos florísticos durante dois anos consecutivos no mesmo período sazonal (fevereiro/2020 e fevereiro/2021). Assim, alocamos aleatoriamente em cada módulo de SAF em 2020 e 2021, cinco parcelas de 2 × 2 m onde todos os indivíduos de ocorrência espontânea com altura ≤ 1,5 m foram identificados e contabilizados [22][31]. A identificação das espécies foi feita a partir do material botânico coletado durante os levantamentos florísticos anuais. Durante a identificação foram confeccionadas exsicatas que foram submetidas a análises por botânicos e consultas a guias de identificação, literatura especializada e herbários virtuais (Figura 2). A nomenclatura das espécies segue o sistema de classificação Angiosperm Phylogeny Group-APG IV (2016) [34].

Análise dos dados

Os parâmetros fitossociológicos analisados foram riqueza e densidade de indivíduos. As comparações entre os módulos de SAF foram feitas por meio de ANOVA unidirecional com posterior teste de Tukey. A comparação entre os anos (2020 e 2021) foi realizada por meio de modelos lineares mistos (*Linear Mixed-Effects Models* - LMER) considerando o módulo como um fator aleatório tanto para densidade de indivíduos (i.e.: lmer(densidade~ano+(1/módulo), data), quanto para riqueza de espécies (i.e.: lmer(riqueza~ano+(1/módulo), data). Utilizamos o pacote estatístico lmer4 [35] para os modelos lineares de efeitos mistos e multicomp [36] para os testes simultâneos de hipóteses lineares gerais. Essas análises foram feitas no R 3.0.2 (R Development Core Team 2013).

A similaridade florística foi analisada por meio do índice de Jaccard com confecção de dendrograma no *Paleontological Statistical Program Statistics* – PAST [37].

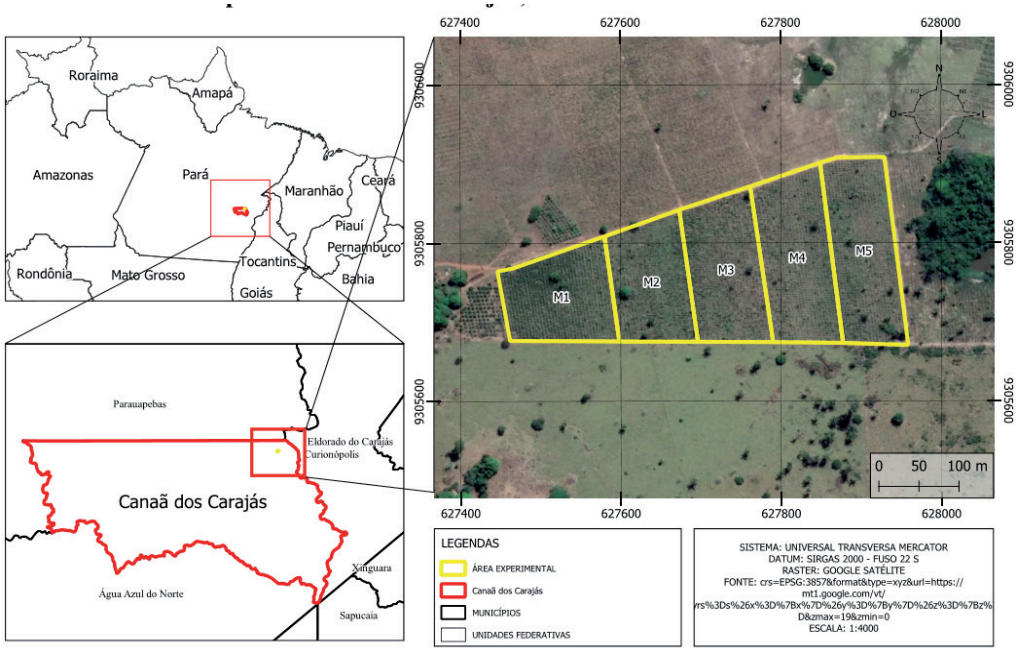


Figura 1 – Mapa de localização da área experimental, indicando a posição dos cinco diferentes módulos (M1-M5) de sistemas agroflorestais avaliados no município de Canaã dos Carajás, nosudeste do estado do Pará.

Tabela 1 – Espécies cultivadas, via de propagação e número de propágulos instalados nos diferentes módulos de sistemas agroflorestais no município de Canaã do Carajás, Pará.

	Nome Científico	Nome Vulgar	Via de prop.	N propágulos
	Musa sp.	Banana	Muda	1699
	Manihot esculenta Crantz	Mandioca	Estaca	4600
	Ananas comosus (L.) Merril	Abacaxi	Muda	18405
	Zea mays L.	Milho	Semente	10590
	Cucurbita sp.	Abóbora	Semente	833
	Inga edulis Mart.	Ingá Cipó	Muda	50
M1	*Inga marginata* Willd.	Ingá Feijão	Muda	25
	Hymenaea sp.	Jatobá	Muda	50
	Cedrela sp.	Cedro	Muda	15
	Phaseolus vulgaris L.	Feijão	Semente	5004
	Carica papaya L.	Mamão	Muda	350
	Theobroma cacao L.	Cacau	Muda	1583
		Total		43204
	Musa sp.	Banana	Muda	1603
	Manihot esculenta Crantz	Mandioca	Estaca	6131
	Ananas comosus (L.) Merril	Abacaxi	Muda	9203
	Zea mays L.	Milho	Semente	14116
M2	*Swietenia macrophylla* King	Mogno	Muda	100
	Cedrela sp.	Cedro	Muda	25
	Tamarindus indica L.	Tamarindo	Muda	15
	Phaseolus vulgaris L.	Feijão	Semente	5004
	Theobroma cacao L.	Cacau	Muda	2111
		Total		38308

	Nome Científico	Nome Vulgar	Via de prop.	N propágulos
	Musa sp.	Banana	Muda	1690
	Manihot esculenta Crantz	Mandioca	Estaca	4600
	Ananas comosus (L.) Merril	Abacaxi	Muda	9203
	Zea mays L.	Milho	Semente	10590
	Ingá edulis Mart	Ingá Cipó	Muda	20
M3	*Copaifera* sp.	Copaíba	Muda	50
	Dipteryx odorata (Aubl.) Forsyth f.	Cumaru	Muda	20
	Tamarindus indica L.	Tamarindo	Muda	50
	Phaseolus vulgaris L.	Feijão	Semente	5004
	Theobroma cacao L.	Cacau	Muda	1583
		Total		32810
	Musa sp.	Banana	Muda	1668
	Manihot esculenta Crantz	Mandioca	Estaca	4600
	Ananas comosus (L.) Merril	Abacaxi	Muda	9203
	Zea mays L.	Milho	Semente	10590
	Hymenaea sp.	Jatobá	Muda	50
M4	*Copaifera* sp.	Copaíba	Muda	50
	Dipteryx odorata (Aubl.) Forsyth f.	Cumaru	Muda	20
	Cedrela sp.	Cedro	Muda	40
	Phaseolus vulgaris L.	Feijão	Semente	5004
	Theobroma cacao L.	Cacau	Muda	1583
		Total		32808
	Musa sp.	Banana	Muda	1659
	Manihot esculenta Crantz	Mandioca	Estaca	4600
	Ananas comosus (L.) Merril	Abacaxi	Muda	9203
	Zea mays L.	Milho	Semente	10590
	Cucurbita sp.	Abóbora	Semente	833
M5	*Ingá edulis* Mart.	Ingá Cipó	Muda	25
	Swietenia macrophylla King	Mogno	Muda	50
	Copaifera sp.	Copaíba	Muda	50
	Cedrela sp.	Cedro	Muda	40
	Arachis hypogaea L.	Amendoim	Semente	5004
	Carica papaya L.	Mamão	Muda	1668
	Theobroma cacao L.	Cacau	Muda	1583
		Total		35305

Foram destacadas em negrito na tabela as espécies que variaram entre os módulos.

Fonte: Oliveira & Nascimento [26]

Resultados

Foi levantado um total de 7.347 indivíduos distribuídos em 96 espécies e 27 famílias. As famílias com maior abundância foram Asteraceae (2858 ind.), Phyllanthaceae (861 ind.), Fabaceae (850 ind.), Poaceae (765 ind.) e Euphorbiaceae (542 ind.), correspondendo a 80% do total de indivíduos. As espécies mais abundantes foram *Synedrellopsis grisebachii* Hieron. & Kuntze (2434 ind.), *Phyllanthus niruri* L. (607 ind.), *Aeschynomene americana* L. (407 ind.), *Acalypha alopecuroidea* Jacq. (385), *Megathyrsus maximus* (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs. (311 ind.), correspondendo a 56% do total de indivíduos (Tabela 2).

Tabela 2 – Número de indivíduos de espécies espontâneas, separadas por família e forma de vida, inventariados durante dois anos (2020 e 2021) em diferentes módulos de sistemas agroflorestais no município de Canaã do Carajás, Pará.

Nome da espécie	Família	Forma de vida	N. ind.
Acalypha alopecuroidea Jacq.	Euphorbiaceae	Erva	385
Acanthospermum australe (Loefl.) Kuntze	Asteraceae	Erva	11
Acanthospermum hispidum DC.	Asteraceae	Erva	2
Adenocalymma bracteatum (Cham.) DC.	Bignoniaceae	Liana	7
Aeschynomene americana L.	Fabaceae	Erva	407
Alternanthera tenella Colla	Amaranthaceae	Erva	42
Anemopaegma oligoneuron (Sprague & Sandwith) A.H. Gentry	Bignoniaceae	Liana	10
Arachis hypogaea L.	Fabaceae	Erva	13
Arrabidaea sp.	Bignoniaceae	Liana	3
Attalea speciosa Mart. ex Spreng.	Arecaceae	Palmeira	3
Bidens bipinnata L.	Asteraceae	Erva	10
Borreria alata (Aubl.) DC. Aubl.	Rubiaceae	Erva	173
Borreria verticillata (L.) G.Mey.	Rubiaceae	Erva	4
Cecropia sp.	Urticaceae	Árvore/Arbusto	3
Chromolaena odorata (L.) R.M.King & H.Rob.	Asteraceae	Árvore/Arbusto	3
Commelina benghalensis L.	Commelinaceae	Erva	16
Corchorus sp.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	2
Cucurbitaceae	Cucurbitaceae	Liana	3
Cyanthillium cinereum (L.) H. Rob.	Asteraceae	Erva	3
Cyperus distans L.	Cyperaceae	Erva	3
Cyperus iria L.	Cyperaceae	Erva	1
Cyperus lanceolatus Poir.	Cyperaceae	Erva	16
Cyperus rotundus L.	Cyperaceae	Erva	21
Cyperus sp.	Cyperaceae	Erva	73
Desmodium adscendens (Sw.) DC.	Fabaceae	Erva	1
Desmodium tortuosum (Sw.) DC.	Fabaceae	Erva	263
Digitaria horizontalis Willd.	Poaceae	Erva	49
Digitaria sanguinalis (L.) Scop.	Poaceae	Erva	187
Distimake aegyptius (L.) A.R. Simões & Staples	Convolvulaceae	Liana	4
Echinochloa colona (L.) Link	Poaceae	Erva	6
Elephantopus mollis Kunth	Asteraceae	Erva	24
Emilia sonchifolia (L.) DC.	Asteraceae	Erva	299
Euphorbia heterophylla L.	Euphorbiaceae	Erva	88
Euphorbia hirta L.	Euphorbiaceae	Erva	2
Fimbristylis dichotoma (L.) Vahl	Cyperaceae	Erva	1
Fimbristylis littoralis Gaudich. var. littoralis	Cyperaceae	Erva	32
Gomphrena celosioides Mart.	Amaranthaceae	Erva	25
Gouania blanchetiana Miq.	Rhamnaceae	Liana	2
Handroanthus serratifolius (Vahl) S.Grose	Bignoniaceae	Árvore/Arbusto	13
Inga edulis Mart.	Fabaceae	Árvore/Arbusto	3
Inga marginata Willd.	Fabaceae	Árvore/Arbusto	1
Ipomoea ramosissima (Poir.) Choisy	Convolvulaceae	Liana	9
Ipomoea sp.	Convolvulaceae	Liana	27

Ipomoea wrightii A.Gray	Convolvulaceae	Liana	7
Lantana camara L.	Verbenaceae	Árvore/Arbusto	5
Lantana cujabensis Schauer	Verbenaceae	Árvore/Arbusto	1
Lantana trifolia L.	Verbenaceae	Árvore/Arbusto	13
Lepidaploa sp.	Asteraceae	Árvore/Arbusto	30
Lindernia crustacea (L.) F.Muell.	Linderniaceae	Erva	305
Malvastrum sp.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	1
Mangifera indica L.	Anacardiaceae	Árvore/Arbusto	1
Margaritaria sp.	Phyllanthaceae	Árvore/Arbusto	4
Marsypianthes chamaedrys (Vahl) Kuntze	Lamiaceae	Erva	93
Marsypianthes sp.	Lamiaceae	Erva	23
Megathyrsus maximus (Jacq.) B.K.Simon & S.W.L.Jacobs	Poaceae	Erva	311
Microstachys corniculata (Vahl) Griseb.	Euphorbiaceae	Árvore/Arbusto	68
Mimosa candollei R.Grether	Fabaceae	Erva	3
Mimosa pudica L.	Fabaceae	Árvore/Arbusto	71
Momordica charantia L.	Cucurbitaceae	Liana	20
Neustanthus phaseoloides (Roxb.) Benth.	Fabaceae	Erva	72
Paspalum sp.	Poaceae	Erva	89
Pavonia sp.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	3
Phyllanthus niruri L.	Phyllanthaceae	Erva	607
Phyllanthus urinaria L.	Phyllanthaceae	Erva	299
Physalis angulata L.	Solanaceae	Erva	6
Piper marginatum Jacq.	Piperaceae	Árvore/Arbusto	1
Porophyllum ruderale (Jacq.) Cass.	Asteraceae	Erva	9
Rhynchospora nervosa (Vahl) Boeckeler	Cyperaceae	Erva	77
Scleria gaertneri Raddi	Cyperaceae	Erva	46
Senegalia riparia (Kunth) Britton & Rose ex Britton & Killip	Fabaceae	Liana	7
Senna alata (L.) Roxb.	Fabaceae	Árvore/Arbusto	2
Senna occidentalis (L.) Link	Fabaceae	Árvore/Arbusto	1
Sida abutifolia Mill.	Fabaceae	Árvore/Arbusto	50
Sida cordifolia L.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	7
Sida glomerata Cav.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	4
Sida rhombifolia L.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	100
Sida sp.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	8
Sida urens L.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	17
Sidastrum micranthum (A.ST.HIL) Feykell	Malvaceae	Árvore/Arbusto	1
Sidastrum paniculatum (L.) Fryxell	Malvaceae	Árvore/Arbusto	3
Solanum asperum Rich.	Solanaceae	Árvore/Arbusto	5
Solanum sp.	Solanaceae	Árvore/Arbusto	15
Solanum subinerme Jacq.	Solanaceae	Árvore/Arbusto	54
Stachytarpheta cayennensis (Rich.) Vahl	Verbenaceae	Árvore/Arbusto	8
Swartzia flaemingii Raddi	Fabaceae	Árvore/Arbusto	3
Synedrellopsis grisebachii Hieron. & Kuntze	Asteraceae	Erva	2434
Trema micrantha (L.) Blume	Cannabaceae	Árvore/Arbusto	44
Urena lobata L.	Malvaceae	Árvore/Arbusto	1
Urochloa sp.	Poaceae	Erva	123
Vasconcellea quercifolia A.St.-Hil.	Caricaceae	Árvore/Arbusto	2

Vernonanthura brasiliana (L.) H.Rob.	Asteraceae	Árvore/Arbusto	23
Vernonia sp.	Asteraceae	Erva	2
Vismia guianensis (Aubl.) Choisy	Hypericaceae	Árvore/Arbusto	3
Xylopia amazonica R.E.Fr.	Annonaceae	Árvore/Arbusto	2
Xylopia sp.	Annonaceae	Árvore/Arbusto	10
Zornia latifolia Sm.	Fabaceae	Erva	3

No ano de 2020, o número de indivíduos levantados foi de 4756, distribuídos em 72 espécies e 24 famílias. Em 2021 esse número caiu para 2591 indivíduos, 64 espécies e 18 famílias. Não foi verificado diferença significativa na riqueza de espécies entre os anos analisados (Chisq=0.74, Df=1, p=0.39), com uma média de 14 espécies por parcela. Contudo, a densidade de indivíduos foi significativamente maior em 2020 em relação a 2021 (Chisq=20.61, Df=1, p<0.001), com, respectivamente, 47.6±4.13 ind. m^2 e 25.9±2.71 ind.m^2. Isso indica uma redução de quase 50% dos indivíduos da flora espontânea no segundo ano de instalação dos arranjos de SAF.

No ano de 2020, os módulos M3, M4 e M5 apresentaram maior riqueza de espécies em relação ao M1. O M2 apresentou uma riqueza intermediária, não diferindo dos demais módulos (p<0.001, M1= 8.8±0.37 esp., M2= 12.8±0.58 esp., M3= 16.2±1.02 esp., M4=14.0±1.23 esp., M5= 14.0±1.23 esp.). A densidade de indivíduos foi menor em M1 e maior em M3. Os demais módulos apresentaram densidade intermediária e não diferiram entre si e nem de M1 e M2 (p= 0.063, M1= 32.80±5.94 ind.m^2, M2= 39.75±5.85 ind.m^2, M3=67.75±10.02 ind.m^2, M4= 51.85±12.57 ind.m^2, M5= 45.65±2.47 ind.m^2). No entanto, no ano de 2021, o M1 apresentou maior riqueza de espécies (p<0.001, M1= 23.2±2.22 esp., M2= 11.4±1.29 esp., M3= 11.6±0.92 esp., M4= 10.8±0.73 esp., M5= 14.2±1.2 esp.) e densidade de indivíduos (p= 0.001, M1= 46.75±5.21 ind.m^2, M2= 16.05±3.47 ind.m^2, M3= 26.9±4.70 ind.m^2, M4= 18.8±1.89 ind.m^2, M5= 21.05±2.05 ind.m^2) em relação aos demais módulos analisados.

A análise de agrupamento revelou uma alta similaridade florística entre os módulos de SAF, porém, é possível verificar uma nítida separação entre os anos, indicando uma mudança na composição de espécies entre os anos de 2020 e 2021 (Figura 2).

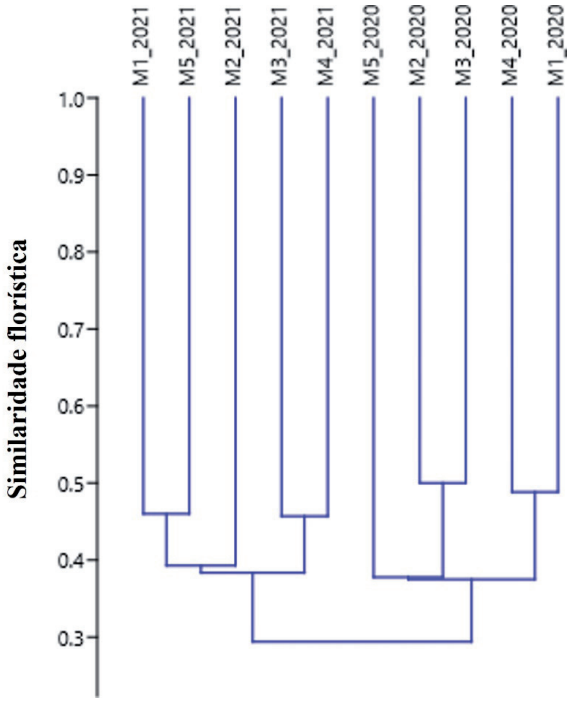


Figura 2 – Dendrograma de similaridade florística obtido pelo índice de Jaccard entre diferentes módulos de sistemas agroflorestais (M1-M5) durante dois anos de avaliação (2020- 2021) no sudeste do estado do Pará.

A forma de vida herbácea foi predominante em todos os módulos de SAF e em ambos os anos de avaliação (Figura 3). Com exceção do M1, que apresentou um aumento de 32% na quantidade indivíduos herbáceos no segundo ano, em todos os demais módulos a quantidade de herbácea reduziu em mais de 50% de 2020 para 2021. A segunda forma de vida mais abundante foi a arbórea/arbustiva, onde verificamos que de 2020 para 2021 houve um aumento na quantidade de indivíduos no M1 (24%), e uma grande redução em M2 (60%), M4 (72%) e M5 (50%). No M3 a quantidade de indivíduos arbóreo-arbustiva se manteve igual entre os dois anos analisados. A quantidade de indivíduos das demais formas de vida nos diferentes módulos e anos analisados podem ser visualizados na Figura 3.

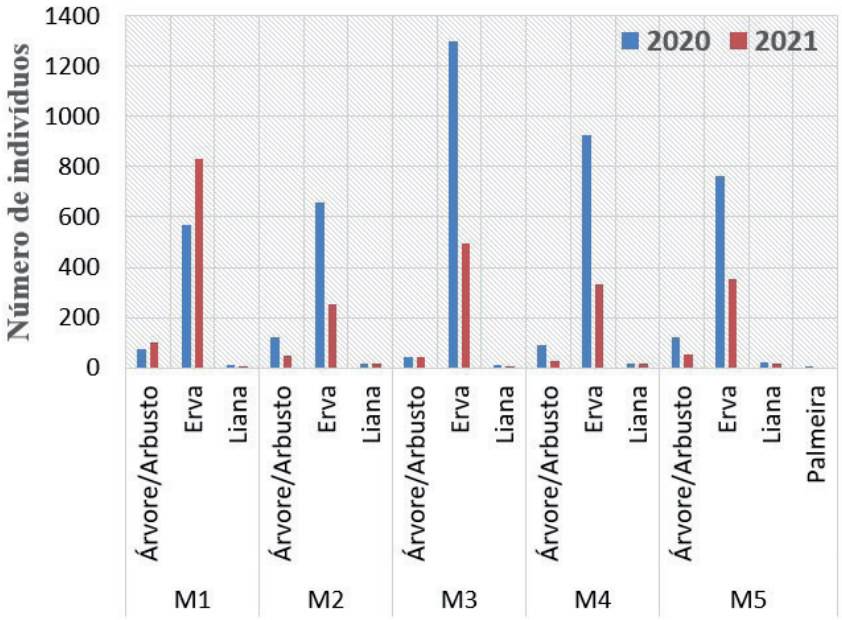


Figura 3 – Formas de vida da vegetação espontânea em diferentes módulos de sistemasagroflorestais (M1-M5) durante dois anos de avaliação (2020-2021) no sudeste do estado do Pará.

Discussão

A quantidade de espécies levantadas nesse estudo se assemelha com os resultados obtidos em outros estudos em áreas de SAF na região amazônica. Almeida Santos et al. [38] identificaram 90 espécies no município de Santarém/PA, Nascimento Rocha et al. [39] encontrou 98 espécies no município de Barcarena/PA, Alves Filho et al. [40] encontraram 81 espécies no município de Capitão-Poço/PA e Lacerda et al. [22] encontraram 126 espécies no município de Tomé-Açu. Nesses estudos, também foi possível verificar a predominância de indivíduos e espécies das famílias Asteraceae, Phyllanthaceae, Fabaceae, Poaceae e Euphorbiaceae, tal como verificado nos resultados (Tabela 2).

A espécie mais abundante nos módulos de SAF foi a *Synedrellopsis grisebachii*. Essa espécie se caracteriza por ser uma erva perene com hábito prostrado, capaz de se propagar por semente ou de forma vegetativa a partir de suas ramificações que apresentam um alto poder de enraizamento nas regiões nodais [41][42]. Ela é reconhecida por infestar agressivamente culturas anuais [43], perenes [44], bem como sistemas agrícolas consorciados [45] e pastagens [46], inclusive na região amazônica [47] [38] sendo de difícil controle e com alta tolerância a herbicidas [48][46]. Esse mecanismo de infestação é compartilhado pela maioria das espécies daninhas e pelas espécies dominantes na área estudada.

Corroborando com a primeira hipótese deste estudo, de que diferentes arranjos de SAF podem influenciar na comunidade de plantas espontâneas, os resultados mostraram diferenças na densidade de indivíduos e riqueza espécies entre os módulos. Essas diferenças, entretanto, variaram entre os anos de avaliação, o que também corrobora com nossa segunda hipótese, de que a influência do SAF pode variar ao logo do tempo em virtude de seu desenvolvimento e manejo. Em 2020, o M1 apresentou a menor riqueza e densidade em relação aos demais módulos. Esse padrão, no entanto, se

inverte em 2021, quando o M1 passa a apresentar uma maior riqueza e densidade em relação aos demais módulos. Isso pode ser parcialmente explicado pelo manejo realizado nesse módulo. Como descrito na Tabela 1, o M1 foi o módulo de SAF que apresentou maior número de espécies cultivadas consorciadas e maior número de propágulos introduzidos. Esse adensamento de espécies cultivadas, pode ter contribuído para a redução de plantas espontâneas no primeiro ano. Contudo, o aumento na disponibilidade de habitat ocasionado pela saída de algumas espécies do sistema, especialmente as anuais de ciclo curto, pode ter contribuído para o estabelecimento de plantas espontâneas no segundo ano, o que justifica os aumentos na riqueza e densidade no M1. Lacerda et al. [31] também verificaram um efeito semelhante em SAF no nordeste paraense, onde a redução de espécie forrageira *Urochloa humidicola*, possibilitou um aumento na riqueza de plantas espontâneas.

De maneira geral, os resultados apresentados indicaram uma redução de aproximadamente 50% dos indivíduos da flora espontânea no segundo ano de instalação dos arranjos de SAF. Corroborando com a última hipótese desse estudo, isso pode ser atribuído as mudanças ambientais ocasionadas pelo desenvolvimento dos SAFs, sobretudo pelo crescimento dos componentes arbóreos e arbustivos cultivados. As plantas espontâneas em agroecossistema são predominantemente do grupo ecológico de espécies pioneiras, isto é, espécies extremamente heliófilas e especializadas na colonização de ambientes abertos [49][50][51]. Assim, o sombreamento ocasionado pelas plantas cultivadas, juntamente com o acúmulo de serrapilheira, gera um processo de exclusão competitiva de muitas espécies espontâneas heliófilas, principalmente as herbáceas (Figura 3) [22][27][31]. Complementarmente, Gomes e Christoffoleti [52], já demonstraram que além de funcionar como barreira física, a cobertura de serapilheira pode liberar compostos alelopáticos que inibem a germinação de sementes de plantas espontâneas armazenadas no solo. Em todo o caso, os resultados demonstraram claramente a eficiência dos SAFs na supressão de plantas daninhas, o que pode representar melhorias na produtividade e redução de gastos com herbicidas e capinas.

Apesar da análise de agrupamento indicar uma similaridade florística entre os módulos de SAF, ela indicou diferenças florísticas entre os anos analisados (Figura 2), o que demonstra uma mudança sussecional dentro dos SAF. Tal fato, associado à redução da densidade de plantas da forma de vida herbácea na maioria dos módulos (Figura 3), confirma a hipótese que os arranjos de SAF, semelhantemente ao que ocorrer em florestas naturais, atuam na geração de filtros ambientais capazes de promover a susceção ecológica de espécies espontâneas [27]. Isso é particularmente importante pois demonstra a funcionalidade ecológica desses sistemas além de sua capacidade de promoção de serviços ecossistêmicos em um curto intervalo de tempo (dois anos). É provável que, seguindo essa tendência, a medida que os SAF se desenvolvam, os processos sucessionais atuem na cada vez mais na redução de espécies herbácea e no recrutamento de espécies arbóreas/arbustivas importantes no processo de regeneração florestal e conservação da biodiversidade [22][31]. Isso, contudo, deve ser mais bem investigado em pesquisas de longa duração, o que é fortemente sugerido neste estudo.

Conclusão

Os SAFs conservam uma grande diversidade de espécies na flora espontânea, e esta flora está sujeita a processos sucessão ecológica semelhantemente a ecossistemas naturais. Isso gera mudanças na estrutura e composição florística da flora espontânea ao longo do desenvolvimento e estratificação dos SAFs. Quanto maior o adensamento espécies cultivadas em SAF, menor é a riqueza e densidade de plantas espontâneas em vitude da redução de habitas colonizáveis. SAF geram filtros ambientais (tais como sombreamento) capazes de reduzir em até 50% a ocorrência de plantas espontâneas, sobretudo as herbáceas nos primeiros anos de implantação. Essas informações demonstram a funcionalidade ecológica SAF e a geração de benefícios ambientais em um curto intervalo de tempo, o contribui para subsidiar práticas de manejo mais sustentáveis na região amazônica.

Referências

1. Pavlidis G, Tsihrintzis VA. Environmental Benefits and Control of Pollution to Surface Water and Groundwater by Agroforestry Systems: A Review. Water Resour Manage. 2018; 32:1– 29. doi:10.1007/s11269-017-1805-4

2. Cezar RM, Vezzani FM, Schwiderke DK, Gaiad S, Brown GG, Seoane CES. Froude LCM. Soil biological properties in multistate successional agroforestry systems and in natural regeneration. Agroforestry systems. 2015 July; 89:1035–1047.doi:10.1007/s10457-015-98337

3. Santos SRM, Kato OR, Tourinho MM, Almeida JFS, Pereira BL. O ponto de equilíbrio na assimilação de carbono em sistemas agroflorestais nos municípios de Cametá e Tomé-Açu, no estado do Pará. Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. 2019 Maio; 4(1):43–54. doi:10.46357/bcnaturais.v14i1.139

4. Camargo GM, Schlindwein MM, Padovan MP, Silva LF. Sistemas agroflorestais biodiversos: uma alternativa para pequenas propriedades rurais. Revista Brasileira de Gestão e Desenvolvimento Regional. [internet]. 2019 Fevereiro [citado em 10 de julho de 2024]; 15(1):34–46. Disponível em: https://www.rbgdr.net/revista/index.php/rbgdr/article/view/4318

5. Ribaski J, Montoya VLJ, Rodigheri HR. Sistemas agroflorestais: aspectos ambientais e socioeconômicos. Embrapa Florestas. [Internet]. 2001 Set-Out [citado em 10 de julho de 2024]; 22 (212): 61-67. Disponível em: https://www.alice.cnptia.embrapa.br/alice/bitstream/doc/305995/1/Sistemasagroflorestais.pdf

6. Magalhães RB. Aspectos radiculares de espécies arbóreos- arbustivas em sistemas agroflorestal e seus efeitos no solo. [dissertação]. Fortaleza: Universidade Federal do Ceará, Centro de Ciências Agrarias; 2017. 63 f.

7. Jose S. Agroforestry for ecosystem services and environmental benefits: an overview. Agroforestry systems. [Internet]. 2009 [citado em 17 de Janeiro de 2025] 76 (1): 1-10. Disponível em: https://link.springer.com/chapter/10.1007/978-90-481-3323-9_1

8. Martins AF. Controle de gramíneas exóticas invasoras em área de restauraçãoecológica com plantio total floresta Estacional Semidecidual, Itu-SP. [dissertação]. Piracicaba: Escola Superior de Agricultura “Luiz de Queiroz”, 2011. 101 f.

9. Nogueira RS. Formas de fosforo em Luvissolo Crómico Òrtico sob sistemas agroflorestais no município de Sobral – CE. Revista Ciência Agronômica. [Internet]. 2008 Out-Dez [citado em 17 de Janeiro de 2025]; 39 (4); 494 – 502. Disponível em:https://www.redalyc.org/pdf/1953/195317437003.pdf

10. Alteri MA. Agroecologia, agricultura camponesa e soberania alimentar. Revista Nera. 2012; 13 (16) 22-32. doi: 10.47946/rnera.v0i16.1362

11. Nunes AAL. Qualidade do solo em unidades de manejo agroflorestal e mata nativa em neossolo flúvico no município de Irauçuba-Ce. [dissertação]. Irauçuba: Universidade Federal Rural do Semi- Árido Mossoró, 2014. 54f.

12. Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária–INCRA [www.gov.br]. Superintendência Regional do Sul do Pará – SR (27) [acesso em 27 de janeiro de 2025]. Disponível em: https://www.gov.br/incra/pt-br/acesso-a-informacao/auditorias/sr27-mba_2017.pdf

13. Barroso LR., Mello PPC. Como salvar a Amazônia: por que a floresta de pé vale mais do que derrubada. Revista de Direito da Cidade. 2020; 12 (2): 1262. doi:10.12957/rdc.2020.50980

14. Costa SIRB, Silva MM. A racionalidade ambiental na construção de tecnologias alternativas para a agricultura familiar: o caso do Serviço de Tecnologia Alternativa–SERTA. Desenvolvimento e Meio ambiente. [Internet]. 2012 [citado em 17 de janeiro de 2025]; 25. Disponível em: http://observatoriogeograficoamericalatina.org.mx/egal14/Geografiasocioeconomica/Geografiaagricola/37.pdf

15. Castro AA. Análise Econômica de Sistemas Agroflorestais em Estabelecimentos Agrícolas Familiares no Sudeste Paraense. Universidade e Meio Ambiente. 2017; 2 (1). doi:10.18542/reumam.v2i1.12312

16. Embrapa Gado de Leite-Comunicado Técnico [www.infoteca.cnptia.embrapa.br]. Boas práticas para a implantação de sistemas silvipastoris [acesso em 27 de janeiro de 2025]. Disponível em: https://www.infoteca.cnptia.embrapa.br/bitstream/doc/595889/1/COT50.pdf

17. Francez DC, Rosa LS. Trabalho e renda em sistemas agroflorestais estabelecidos por agricultores familiares na Amazônia oriental. Cadernos Cepec. 2019; 2 (9) 7-12. doi:10.18542/cepec.v2i7-12.6864

18. Miccolis A. Restauração ecológica com sistemas agroflorestais. Como conciliar conservação com produção-opções para cerrado e caatinga. Centro Internacional de Pesquisa

Agroflorestal. [Internet]. 2016 [citado em 27 de janeiro de 2025]. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/DanielVieira10/publication/311766381_Restauracao_Ecologica_com_Sistemas_Agroflorestais_como_conciliar_conservacao_com_producao_Opcoes_para_Cerrado_e_Caatinga/links/58596a2d08ae3852d25597f1/Restauracao-Ecologica-com-Sistemas-Agroflorestais-como-conciliar-conservacao-com-producao-Opcoes-para-Cerrado-e-Caatinga.pdf

19. Abdo MTVN, VALERI SV, MARTINS ALM. Sistemas agroflorestais e agricultura familiar: uma parceria interessante. Revista Tecnologia & Inovação Agropecuária. [Internet]. 2008 dezembro [citado em 17 de janeiro de 2025]; 1(2): 50-59. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/mariateresaabdo2/publication/261706306_sistemas_agroflorestais_e_agricultura_familiar_uma_parceria_interessante/links/00b7d535175fa47cd3000000/sistemasagroflorestaiseagricultura-familiar-uma-parceria-interessante.pdf

20. Neder HD. Trabalho e pobreza rural no Brasil. O mundo rural no Brasil do século. [Internet]. 2014 [citado em 27 de janeiro de 2025];21:621-652, 2014. Disponível em: https://scholar.google.com.br/scholar?hl=ptBR&as_sdt=0%2C5&q=20.+Neder+HD.+Trabalho+e+Pobreza+Rural+no+Brasil.+In%3A+O+Mundo+Rural+no+Brasil+do+S%C3%A9culo+21%3A+A+forma%C3%A7%C3%A3o+de+um+novo+padr%C3%A3o+agr%C3%A1rio+e+agr%C3%ADcola.+Bras%C3%ADlia%2C+DF%3A+Embrapa%2C+%5Bs.n.%5D+2014.1182p.&btnG

21. Dos Santos AO, Da Silva RCR. Ações Estratégicas de Implantação de Sistemas Agroflorestais no Município de Paragominas-Pa. Holos. Abril 2020; 36(2): 1-13. doi:10.15628/holos.2020.9586

22. Lacerda F, Miranda I, Kato OR, Bispo CJC, Do Vale I. Weed dynamics during the change of a degraded pasture to an agroforestry system. Agroforestry system. 2013 March;87(4):909–916. doi

23. Canuto JC. Quintais agroflorestais como estratégia de sustentabilidade ecológica e econômica. Embrapa Meio Ambiente-Artigo em anais de congresso (ALICE). [Internet]. 2014 [citado em 17 de janeiro de 2025]. Disponível em: https://core.ac.uk/download/pdf/45532537.pdf

24. Martins EM, Silva ER da, Campello EFC, Lima SS de, Nobre CP, Correia MEF, Resende As de. O uso de sistemas agroflorestais diversificados na restauração florestal na Mata Atlântica. 2019 Apr; 2 (2):632–648. doi:10.5902/1980509829050

25. Cezar RM, Vezzani FM, Schwiderke DK, Gaiad S, Brown GG, Seoane CES, Froude LCM. Soil biological properties in multistate successional agroforestry systems and in natural regeneration. Agroforestry systems. 2015 July;89:1035–1047, 2015. doi:10.1007/s10457-015-9833-7

26. Oliveira VS, Nascimento TS. Influência de diferentes sistemas agroflorestais na estrutura e composição da vegetação espontânea no município de Canaã dos Carajás, sudeste do estado do Pará. [trabalho de conclusão de curso]. Parauapebas: Universidade Federal Rural da Amazônia; 2022.

27. Ramos NC. Environmental filtering of agroforestry systems reduces the risk of biological invasion. Agroforestry systems. 2015 November; 89(2): 279-289. doi:10.1007/s10457-014-9765-7

28. Benech ARL. Enviromental control of dormancy in weed seedbanks in soil. Field Crops Research. [Internet]. 2000 [citado em 17 de janeiro de 2015];67(2):105-122., 2000. Disponível em: https://www.sciencedirect.com/science/article/pii/S0378429000000873

29. Favero C. Modificação na população de plantas espontâneas na presença de adubos verdes. Pesquisa Agropecuária Brasileira, Brasília. 2001; 36(11): 1355-1362. doi:10.1590/S0100-204X2001001100005

30. Cordeiro AAC, Coelho SD, Ramos NC, Meira-Neto JAA. Agroforestry systems reduce invasive species richness and diversity in the surroundings of protected areas. Agroforestry systems. 2018 July;92: 495–1505. doi:10.1007/s10457-017-0095-4

31. Lacerda F, Miranda I, Lima TTS, Mafra NA, Leão FM, Do Vale I, Bispo CJC, Kato OR. Origin of and resulting floristic composition from seedbanks in agroforestry systems of Tomé-Açu, Eastern Amazon. Weed Research. 2016 March;56(3): 219–228. doi:10.1111/wre.12201

32. Siqueira GW, Aprile F, Miguéis AM. Diagnóstico da qualidade da água do rio Parauapebas. Pará-Brasil. Acta Amazonica. 2012 Set; 42(3):413–422. doi: 10.1590/S0044-59672012000300014

33. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [www.gov.br] 2016. Plano de manejo da Floresta Nacional de Carajás [acesso em 17 de jan 2025]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de-ucs/flona-de-carajas/arquivos/dcom_icmbio_plano_de_manejo_flona_carajas_volume_ii.pdf

34. M. W. Chase MJM, Christenhusz MF, Fay JW, Byng, WS, Judd DE, Soltis DJ, Mabberley AN, Sennikov P S, Soltis PF, Stevens. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical Journal of the Linnean. May 2016;181(1):1–20. doi:10.1111/boj.12385

35. Bates D, Mächler M, Bolker BM, Walker SC. Fitting Linear Mixed-Effects Models Using lme4. J Stat Softw. [Internet]. 2014 [citado em 27 de janeiro de 2025]; 67:1–48. Disponível em: https://dl1.icdst.org/pdfs/files/939581f4fa42aac923f9fd3f6f201602.pdf

36. Gsteiger S, Bretz F, Liu W. Simultaneous confidence bands for nonlinear regression models with application to population pharmacokinetic analyses. Journal of Biopharmaceutical Statistics, 2011 Apr; 21(4): 708-725, 2011. doi:10.1080/10543406.2011.551332

37. Harper DAT. PAST: paleontological statistics software package for education and data analysis. Palaeontol. Electron. [Internet]. 2011 [citado em 17 de janeiro de 2025]; 4.

38. Almeida LS, Gama JRV. Quintais agroflorestais: estrutura, composição florística e aspectos socioambientais em área de assentamento rural na Amazônia brasileira. Ciência florestal. 2014 Dez;24(4):1041-1053. doi:10.1590/1980-509820142404023

39. Nascimento WR. Composição florística de quintais agroflorestais na Ilha das Onças, Barcarena-PA [trabalho de conclusão de curso]; Barcarena: Universidade Federal Rural da Amazônia; 2022.

40. Alves Filho PPC. Influência dos sistemas agroflorestais orgânicos na composição botânica e na sustentabilidade de ecossistema amazônico [Internet]. Belém: Revista Brasileira de Gestão Ambiental e Sustentabilidade; 2020 [citado em 27 de janeiro de 2025]. Disponível em: https://revista.ecogestaobrasil.net/v7n16/v07n16a35a.html

41. Kissmann KG. Plantas infestantes e nocivas. Sidalc. [Internet]. 1999. [citado em 27 de janeiro de 2025]. Disponível em: https://www.sidalc.net/search/Record/unfao:641977/Description

42. Lorenzi H. Plantas Daninhas do Brasil – Terrestres, aquáticas, parasitas e tóxicas. Instituto Plantarum de Estudos da Flora. [Internet]. 2008 (citado em 27 de janeiro de 2025);4. Disponível em: https://cir.nii.ac.jp/crid/1130000797007950976

43. Marchi SR. Associações entre glifosato e herbicidas pós-emergentes para o controle de trapoeraba em soja RR. Revista Brasileira de Herbicidas. 2013;12(1):23-30. doi:10.7824/rbh.v12i1.173

44. Santos CV. Physical-Hydraulic Properties of a Sandy Loam Typic Paleudalf Under Organic Cultivation of 'Montenegrina' Mandarin (Citrus deliciosa TENORÉ). Revista Brasileira de Ciência do Solo. 2014 Dec ;38(6):1882-1889. doi: 10.1590/S0100-06832014000600023

45. Sousa GF, Oliveira LA, Silva JF. Plantas invasoras em sistemas agroflorestais com cupuaçuzeiro no município de Presidente Figueiredo (Amazonas, Brasil). Acta Amazonica. 2003;33(3):353-370. doi: 10.1590/S0044-59672003000300002

46. Inoue MH. Levantamento das plantas daninhas nas épocas seca e chuvosa em áreas de pastagens plantadas no Sudoeste de Mato Grosso. Revista de Ciências Agro-Ambientais. [Internet]. 2012 [citado em novembro de 2022]; 10(1): 81-92. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/kassiomendes2/publication/282869651_levantamento_das_plantas_daninhas_nas_epocas_seca_e_chuvosa_em_areas_de_pastagens_plantadas_no_sudoeste_de_mato_grosso/links/5620e31308aea35f267f3c95/levantamento-dasplantasdaninhas-nas-epocas-seca-e-chuvosa-em-areas-de-pastagens-plantadas-no-sudoeste-de-mato-grosso.pdf

47. De Sousa SGA. Dinâmica de plantas invasoras em sistemas agroflorestais implantados em pastagens degradadas na Amazônia Central (região de Manaus-AM) [tese]. Manaus: Universidade de São Paulo; 1995.

48. Ikeda FS, Inoue MH. Manejo sustentável de plantas daninhas em sistemas de produção tropical [Internet]. Brasília: Empraba; 2015 [citado em novembro de 2022]. Disponível em: https://ainfo.cnptia.embrapa.br/digital/bitstream/item/140981/1/2015-spdtropical-livro.pdf

49. Villa PM, Martins SV, de Oliveira Neto SN, Rodrigues AC, Martorano LG, Monsanto LD, Gastauer M. Intensification of shifting cultivation reduces forest resilience in the northern Amazon. Forest Ecology and Management. 2018 Dec 430(15): 312-320. doi:10.1016/j.foreco.2018.08.014

50. Putz FE. The natural history of lianas on Barro Colorado Island, Panama. Biotropica. Ecology. 1984 Dec;65(6)19:334-341. doi: 10.2307/1937767

51. Tabanez AAJ. Ecologia e manejo de eco unidades em um fragment florestal na região de Piracicaba, SP [tese]. Piracicaba: Universidade de São Paulo; 1995.

52. Gomes JR, Christoffoleti PJ. Biologia e manejo de plantas daninham em áreas de plantio direto. Planta daninha. 2008; 26(4) doi: 10.1590/S0100-83582008000400010

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Áreas protegidas como escudos contra o desmatamento na microrregião de Parauapebas, Pará

Márcia de Almeida[1,*]
https://orcid.org/0000-0002-4485-4556
*Contato principal

Cláudio Farias de Almeida Junior[1]
https://orcid.org/0000-0002-4031-1239

Tatiane Farias de Almeida[1]
https://orcid.org/0009-0000-8657-7975

[1] Universidade Federal do Pará/UFPA, Brasil. <marcia.agua.ufop@gmail.com, junioralmeda41@gmail.com, tatiane.ufpa23@gmail.com>.

Recebido em 30/08/2024 - Aceito em 08/11/204

Como citar:

Almeida M, Almeida Junior CF, Almeida TF. Áreas protegidas como escudos contra o desmatamento na microrregião de Parauapebas, Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 96-108. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2675

Palavras-chave: Pastagem; terras indígenas; unidade de conservação.

RESUMO – O estado do Pará lidera entre as unidades federativas brasileiras mais afetadas pela perda de cobertura florestal, registrando redução de aproximadamente 4.162,00 km² em 2022, sendo 24,8% desse total sobre as áreas protegidas. Diante disso, esta pesquisa teve por objetivo analisar a importância das unidades de conservação federais e de terras indígenas frente ao desmatamento na microrregião de Parauapebas, identificando os principais locais afetados, a fim de fornecer insights para fortalecimento das políticas de conservação ambiental. As informações sobre o uso e a cobertura do solo foram obtidas a partir do Projeto MapBiomas, coleção 08, abrangendo os mapeamentos realizados nos anos de 1985 a 2022. Os dados de desmatamento foram extraídos do PRODES/INPE, no recorte temporal de 1988 a 2022. Na elaboração dos mapas, empregou-se o software de geoprocessamento QGIS 3.16, utilizando-se o plugin r.report do GRASS para a medição das áreas das diferentes classes. Com base nos resultados, evidenciou-se que, ao longo de 37 anos, houve diminuição de 2% na extensão das formações florestais nas áreas protegidas, enquanto as áreas externas sofreram redução de 78%. Tendo em vista as extensões contíguas às áreas protegidas, observou-se um aumento significativo nas atividades de mineração, na expansão desordenada das áreas urbanas e, sobretudo, aumento da área destinada à pastagem, a qual agora corresponde a 48% da cobertura da terra. Conclui-se que a discrepância nos padrões de desmatamento entre as áreas protegidas e as regiões circundantes acentua o papel primordial desempenhado por esses ambientes protegidos na preservação das florestas.

CC BY NC ND

Protected areas as shields against deforestation in the Parauapebas microregion, Pará

Keywords: Pasture; indigenous lands; conservation unit.

ABSTRACT – The state of Pará leads among the brazilian federative units most affected by the loss of forest cover, registering a reduction of approximately 4,162.00 km² in 2022, with 24.8% of this total occurring in protected areas. In view of this, this research aimed to analyzethe importance of federal conservation units and indigenous lands in the face of deforestation in the Parauapebas microregion, identifying the main affected areas in order to provide insights for strengthening environmental conservation policies. Information on land use and land cover was obtained from the MapBiomas Project, collection 08, covering mapping carried out from 1985 to 2022. Deforestation data were extracted from PRODES/INPE, in the time frame from 1988 to 2022. The maps were created using the QGIS 3.16 geoprocessing software, utilizing the GRASS r.report plugin to measure the areas of the different classes. Based on the results, it was evident that, over 37 years, there was a 2% decrease in the extent of forest formations in protected areas, while external areas suffered a reduction of 78%. Considering the areas contiguous to the protected areas, there was a significant increase in mining activities, the disorderly expansion of urban areas, and, above all, in the increase in the area designated for pasture, which now corresponds to 48% of the land cover. It is concluded that the discrepancy in deforestation patterns between protected areas and surrounding regions highlights the key role played by these protected environments in preserving forests.

Áreas protegidas como escudos contra la deforestación en la microrregión de Parauapebas, Pará

Palabras llave: Pasto; tierras indígenas; unidad de conservación.

RESUMEN – El estado de Pará lidera entre las unidades federativas brasileñas más afectadas por la pérdida de cobertura forestal, registrando una reducción de aproximadamente 4.162,00 km² en 2022, con el 24,8% de ese total en áreas protegidas. Por lo tanto, esta investigación tuvo como objetivo analizar la importancia de las unidades federales de conservación y las tierras indígenas frente a la deforestación en la microrregión de Parauapebas, identificando las principales localidades afectadas, con el fin de brindar conocimientos para fortalecer las políticas de conservación ambiental. La información sobre uso y cobertura del suelo se obtuvodel Proyecto MapBiomas, colección 08, abarcando mapeos realizados en los años 1985 a 2022. Los datos de deforestación se extrajeron de PRODES/INPE, en el período de 1988 a 2022. En la elaboración de los mapas, el Se utilizó el software de geoprocesamiento QGIS 3.16, utilizando el complemento GRASS r.report para medir las áreas de las diferentes clases. Con base en los resultados, se evidenció que, en 37 años, hubo una reducción del 2% en la extensión de las formaciones forestales en las áreas protegidas, mientras que las áreas externas sufrieron una reducción del 78%. Considerando las extensiones adyacentes a las áreas protegidas, hubo un aumento significativo de las actividades mineras, la expansión desordenada de las áreas urbanas y, sobre todo, el aumento del área destinada a pastos, que ahora corresponde al 48% de la cobertura del suelo. Se concluye que la discrepancia en los patrones de deforestación entre las áreas protegidas y las regiones circundantes acentúa el papel principal que desempeñan estos ambientes protegidos en la preservación de los bosques.

Introdução

No cenário ambiental global, o Brasil figura como um país de grande importância, visto que abriga cerca de 60% da maior floresta tropical do mundo – a Amazônia [1]. Essa região se caracteriza por notável biodiversidade, extensas reservas de água doce e abundância de outros recursos naturais [2]. Entretanto, ano após ano, esse patrimônio natural tem sido condicionado à intensa exploração econômica que geram impactos refletidos na degradação ambiental [3][4].

Um dos impactos mais críticos, com implicações significativas para a biodiversidade, refere-se ao desmatamento ilegal e à conversão de florestas em áreas destinadas à agropecuária [3][5]. Em resposta a essa questão, junto ao desenvolvimento de políticas ambientais no Brasil, levou-se à criação de unidades de conservação (UCs) que foram instituídas principalmente para atuarem como mecanismos de defesa contra o desmatamento excessivo, protegendo a biodiversidade do território circundado [6].

Para o período atual, entre os anos de 2020 e 2022, a região da Amazônia Legal testemunhou acentuado aumento nas taxas de desmatamento, revelados nas mudanças de uso e cobertura do solo [7]. Ademais, Gusmão *et al.* [8] afirmam que esse processo está associado à degradação florestal e ao crescimento das atividades de uso e ocupação do solo que se expandem sobre as UCs, principalmente nas florestas nacionais da Amazônia brasileira.

Nessa conjuntura, o estado do Pará manteve-se como líder entre as unidades federativas mais afetadas pela perda de cobertura florestal, registrando redução de aproximadamente 4.162,00 km² no último ano. É relevante destacar que 24,8% desse total correspondem a áreas protegidas [9]. Segundo Geldmann et al. [10] essas pressões sobre as áreas protegidas ocorrem também em nível mundial, contudo, as superfícies terrestres desprotegidas em termos ambientais legais experimentam maiores impactos antrópicos.

Dentro desse contexto, a microrregião de Parauapebas, localizada no estado do Pará [11], apesar de abrigar grande parte do Mosaico de Carajás, composto por cinco UCs, compreende uma região marcada por intensas atividades agropecuárias e minerais, fatores que exercem pressão sobre suas florestas nativas [12].

Dada a complexidade das ameaças existentes, os impactos decorrentes do desmatamento e a importância de preservação das florestas, é fundamental o desenvolvimento de estudos diagnósticos sobre a microrregião supracitada. Esses estudos são essenciais, tendo em vista que as informações produzidas podem orientar os processos de tomada de decisão da gestão ambiental [13].

Assim, por meio da caracterização da evolução temporal do uso e ocupação do solo e do mapeamento das áreas desmatadas, é possível realizar uma análise assertiva dos diversos fatores envolvidos nesse processo. Isso possibilita que sejam feitos diagnósticos que auxiliem nas tomadas de decisão, fortalecendo as estratégias de monitoramento do território [13][14].

Existem diferentes tipos de UCs, cada uma com objetivos e características distintas, mas, para a finalidade desta pesquisa, o termo "áreas protegidas" remete somente às UCs federais e terras indígenas legalmente reconhecidas, localizadas nos limites geográficos da área de estudo.

Com essa questão definida, busca-se analisar a importância dessas áreas protegidas frente ao desmatamento na microrregião de Parauapebas, identificando os principais locais afetados, a fim de fornecer *insights* para fortalecimento das políticas de conservação ambiental.

Metodologia

Localização e caracterização da área de estudo

Localizada no sudeste paraense, a área de estudo compreende a microrregião de Parauapebas, constituída por cinco municípios: Água Azul do Norte (6º47›28» S, 50º28›01» O), Canaã dos Carajás (6° 29› 51›› S, 49° 52› 42›› O), Curionópolis (6° 3› 58›› S, 49° 33› 40›› O), Eldorado dos Carajás (6° 6› 31›› S, 49° 20› 47›› O) e Parauapebas (6° 4› 15›› S, 49° 54› 15›› O) [11] (Fig. 1). Possui extensão territorial de 22.472,357 km² [11], sendo que 40,75% são áreas protegidas compostas pela área de proteção ambiental (APA) do Igarapé Gelado, criada por meio do Decreto nº 97.718, de 05 de maio de 1989 [15], Floresta Nacional (FLONA) de Carajás, criada através do Decreto nº 2.486, de 02 de fevereiro de 1998 [16], Parque Nacional (PARNA) dos Campos Ferruginosos originado a partir do Decreto sem nº, de 05 de junho de 2017 [17], que são UCs federais, e pela terra indígena Xikrin do Rio Cateté, homologada por meio do Decreto nº 384, de 24 de dezembro de 1991 [18].

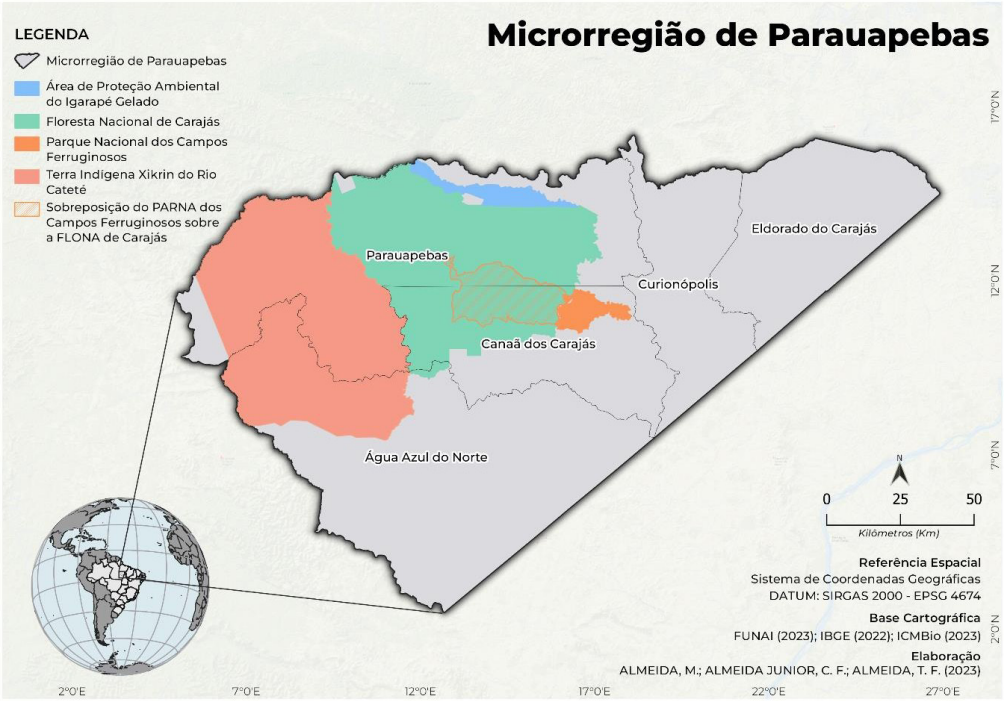


Figura 1 – Localização geográfica da microrregião de Parauapebas.
Fonte: Autores, 2023.

A distribuição das áreas protegidas que fazem parte da composição territorial dos municípios integrantes da microrregião de Parauapebas encontra-se descrita na Tabela 1 a seguir.

Tabela 1 – Composição territorial dos municípios [1][6][7].

Municípios	Área Territorial (km²)	Áreas protegidas (km²)			
		APA do Igarapé Gelado	FLONA de Carajás	PARNA dos Campos Ferruginosos	TI Xikrin do Rio Cateté
Água Azul do Norte	7.113,955	-	33,02	-	1.571,921
Canaã dos Carajás	3.146,821	-	1.193,033	629,493	-
Curionópolis	2.369,096	-	-	-	-
Eldorado dos Carajás	2.956,691	-	-	-	-
Parauapebas	6.885,794	232,851	2.684,518	161,351	2.650,647
Microrregião de Parauapebas	22.472,357	232,851	3910,571	790,844	4222,568

Na esfera socioeconômica, o Censo Demográfico de 2022 registrou uma população de 409.725 habitantes, resultando em uma densidade demográfica de 18,232 hab/km^2 [19]. A principal fonte econômica da microrregião é a mineração, seguida pelo comércio e serviços, além das atividades agropecuárias [19].

Conforme a classificação de Köppen-Geiger, a microrregião apresenta clima tropical de monção – Am [20], caracterizando-se pelos menores índices pluviométricos do estado do Pará, variando entre 1650 e 1950 mm [21]. A vegetação predominante é a floresta ombrófila aberta submontana, com ocorrência de florestas ombrófilas densas submontanas [22].

Procedimentos Metodológicos

i.Aquisição de dados: para alcançar o objetivo deste trabalho, foram utilizados dados disponibilizados pelo MapBiomas e pelo PRODES/INPE. As informações sobre o uso e a cobertura da terra foram obtidas a partir do Projeto MapBiomas, coleção 08, abrangendo os mapeamentos realizados nos anos de 1985 a 2022. Os dados de desmatamento foram extraídos do Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia (PRODES) vinculado ao Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), no período compreendido entre os anos de 1988 a 2022. Destaca-se que o PRODES estabelece como desmatamento a remoção da vegetação nativa da área [23]. Embora as imagens utilizadas pelos órgãos responsáveis apresentem resolução espacial limitada, o que pode gerar divergências entre o observado e a realidade [24], é importante mencionar que a acurácia de mapeamento elaborado pelo MapBiomas, englobando todos os biomas, estatisticamente apresenta excelentes índices de validação [25][26].

Processamento dos dados: Os países amazônicos implementam cada vez mais o monitoramento de seus territórios por meio de tecnologias de sensoriamento remoto e do Sistema de Informação Geográfica (SIG) [10][27][8]. Logo, na elaboração dos mapas, empregou-se o software de geoprocessamento QGIS 3.16, que é uma ferramenta SIG, adotando o Datum Sirgas 2000, UTM ZONA 22S. Assim, foram elaborados os mapas de desmatamento. Com o objetivo de obter as áreas das diferentes classes de uso e cobertura do solo, realizou-se a classificação do arquivo raster e utilizou-se o plugin r.report que está presente no GRASS GIS, para produzir relatórios contendo as informações necessárias para o estudo. O plugin supracitado possibilitou a contagem dos pixels, resultando na obtenção do valor das áreas em km^2. Estudos recentes tem explorado essa ferramenta para analisar dados temporais do uso e cobertura dos solos, pois proporciona resultados satisfatórios com rapidez e precisão [28][29].

Resultados e Discussão

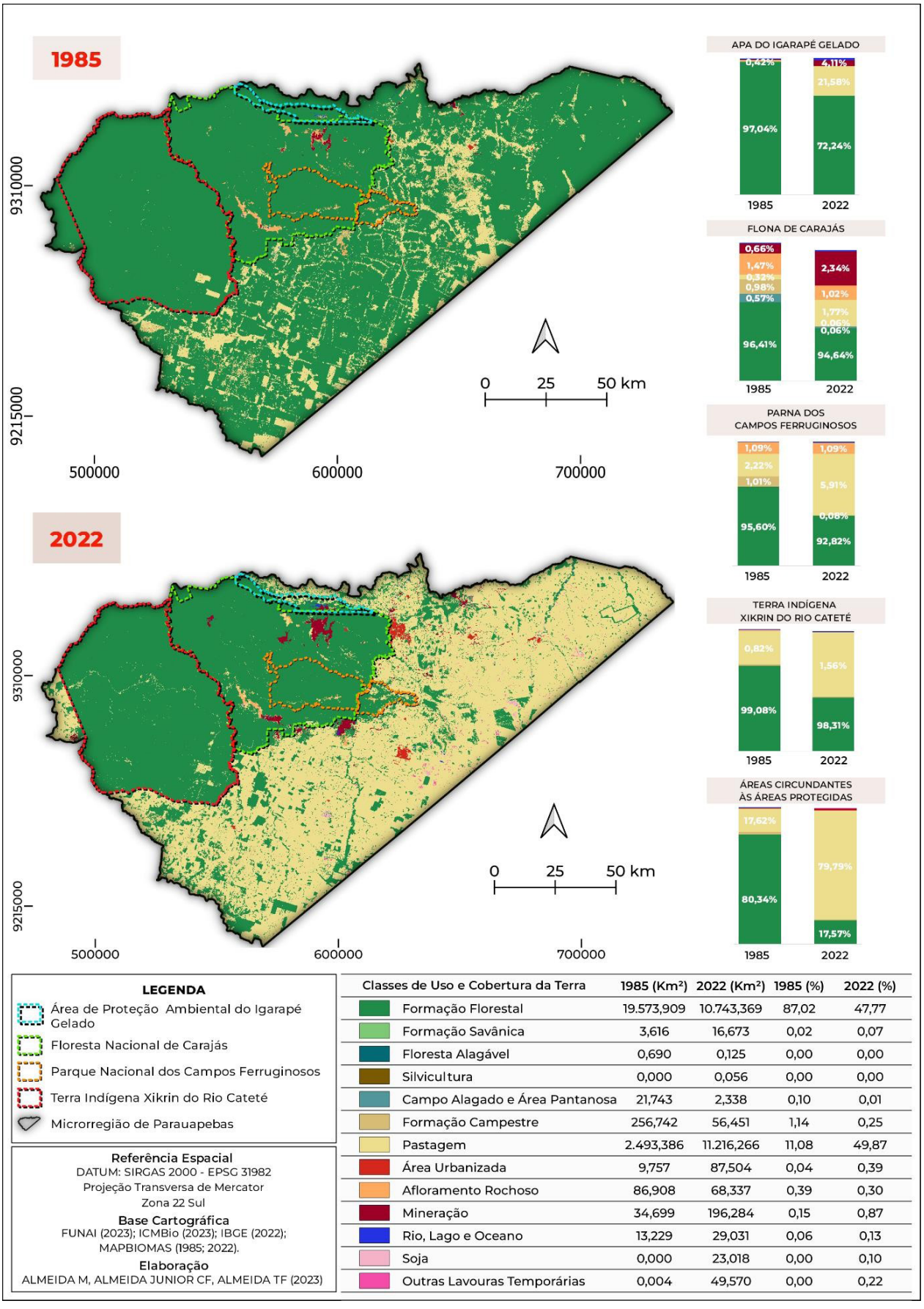
Modificações no uso e cobertura da terra

De posse dos dados do MapBiomas e com o uso das técnicas de geoprocessamento, foi possível analisar comparativamente as mudanças espaciais ocorridas nas paisagens da microrregião de Parauapebas, entre os anos de 1985 e 2022 (Figura 2).

Ao observar os detalhes das classes de uso e cobertura do solo identificadas no mapa referenciado na Figura 2, tomando-se aqui a título de exemplificação inicial, verifica-se com nitidez que dentre as principais modificações ocorridas nas classes analisadas, é possível constatar que a formação florestal foi a que mais perdeu área. Anteriormente, ocupava 87,02% (19.573,90 km^2) da microrregião, todavia, em 2022 esse percentual caiu para 47,77% (10.743,37 km^2).

As transformações vivenciadas ao longo de um período de 37 anos, levaram a uma diminuição de 2,2% na extensão das formações florestais nas áreas protegidas, enquanto as áreas externas sofreram uma redução significativamente maior, chegando a 78%. Esses dados demonstram a eficácia das áreas protegidas em mitigar mudanças drástica nas classes originais de cobertura da terra.

CC BY NC ND



Classes de Uso e Cobertura da Terra	1985 (Km²)	2022 (Km²)	1985 (%)	2022 (%)
Formação Florestal	19.573,909	10.743,369	87,02	47,77
Formação Savânica	3,616	16,673	0,02	0,07
Floresta Alagável	0,690	0,125	0,00	0,00
Silvicultura	0,000	0,056	0,00	0,00
Campo Alagado e Área Pantanosa	21,743	2,338	0,10	0,01
Formação Campestre	256,742	56,451	1,14	0,25
Pastagem	2.493,386	11.216,266	11,08	49,87
Área Urbanizada	9,757	87,504	0,04	0,39
Afloramento Rochoso	86,908	68,337	0,39	0,30
Mineração	34,699	196,284	0,15	0,87
Rio, Lago e Oceano	13,229	29,031	0,06	0,13
Soja	0,000	23,018	0,00	0,10
Outras Lavouras Temporárias	0,004	49,570	0,00	0,22

Figura 2 – Uso e cobertura da terra na microrregião de Parauapebas, 1985-2022.
Fonte: Autores, 2023.

A maior parte das áreas anteriormente cobertas por florestas foi convertida em pastagem. Esse processo é evidenciado quando se observa que a classe pastagem foi a qual mais cresceu entre 1985 (2.493,38 km²) e 2022 (11.216,26 km²), ocupando atualmente 49,87% do território da microrregião de Parauapebas (Figura 2), pois baseiam-se no modelo pecuarista da Amazônia Legal [23], com a criação extensiva de gados que requer a ocupação de grandes áreas. Um estudo similar ocorrido na Amazônia também notou que a classe de floresta apresentou a maior perda de área, em função do aumento da classe de pastagem [30].

Visto que a microrregião de Parauapebas abriga parte de uma das maiores reservas mineralógicas de ferro de alto teor do mundo [31], a classe de mineração tende a expandir. Com base nos resultados apresentados na Figura 2, evidenciou-se que a área de mineração registrou crescimento de 34,67 km² em 1985 para 196,28 km² em 2022, o que reflete um crescimento aproximadamente cinco vezes maior durante o período analisado.

Nessa conjuntura, dentro da FLONA de Carajás, as atividades de mineração cresceram de 0,66% em 1985 para 2,34% em 2022. É importante mencionar que o Decreto de criação da referida UC assegurou à Companhia Vale do Rio Doce, atualmente Vale S.A., e as empresas mineradoras dela decorrentes, o direito de realizar pesquisas e lavra mineral desde que observadas as disposições legais pertinentes [16]. No contexto socioeconômico, as atividades minerárias no sudeste paraense colocam o estado do Pará como destaque de arrecadação econômica no cenário nacional [23].

Outro aspecto identificado foi o aumento das áreas urbanizadas, que passaram de 9,16 km² em 1985 para 87,50 km² em 2022, representando 0,39% do território (Figura 2). A esse respeito Kzam [32] relata que, de forma similar à Amazônia Oriental, a microrregião de Parauapebas, nas últimas décadas, tem experimentado uma expansão das frentes econômicas, as quais promovem a urbanização do território, em consequência principalmente do avanço da agropecuária e da mineração.

Conforme o último censo do IBGE [19] ocorreu um expressivo crescimento demográfico nos municípios de Canaã dos Carajás e Parauapebas, estando entre as cidades que tiveram maior crescimento populacional em termos percentuais no Brasil. Esse fenômeno está atrelado à migração de pessoas em busca por empregos nas grandes empresas mineradoras atuantes na microrregião [32] que corroboram para o desenvolvimento urbano desordenado e um crescimento demográfico superior à média nacional [19] que irão gerar impactos negativos nos ambientes naturais [33][34].

Não somente nas duas cidades citadas, mas em todos os municípios da microrregião, há uma grande presença da população migrante, oriundas de diferentes lugares do território brasileiro, e imigrantes atraídos pelas diversas frentes econômicas que aqui se constituíram [13].

Ao levar em consideração as extensões contíguas às áreas protegidas, observou-se aumento significativo nas atividades de mineração, na expansão das áreas urbanas e, sobretudo, no aumento da área destinada a pastagem, a qual agora corresponde aproximadamente a 80% da cobertura do solo, enquanto sobre as áreas protegidas compreendem a 2,17% distribuídos por todas as UCs federais e terra indígena estudada (Figura 2). Esses resultados confirmam estudos anteriores que analisaram dados de cobertura vegetal obtidos por sensoriamento remoto, revelando que embora as Áreas protegidas sofram perdas florestais, essas perdas são, significativamente menores dentro dos limites das mesmas em comparação às áreas externas, sendo a pastagem a principal responsável pelo desmatamento nas UCs [10][27][8].

Nesse viés, o PARNA dos Campos Ferruginosos corresponde à UC com maior crescimento percentual de classe de pastagem, equivalente a 5,91% de sua área total. Esse fato, se opõe aos objetivos para os quais o PARNA foi criado, que incluem, entre outros, a proteção da biodiversidade e da vegetação dos campos rupestres ferruginosos e a estabilidade ambiental da região em que está inserido [17] [33]. Ressalta-se que regiões que abrigam esse tipo de biodiversidade geralmente enfrentam diversos desafios para sua proteção devido às atividades antrópicas do seu entorno e a ineficiência das medidas de proteção ambiental [12][13][33].

É importante salientar que, como a microrregião não possui maiores áreas disponíveis para expansão do setor agropecuário, então deve-se atentar para possibilidade de intensificação do avanço dessas atividades sobre as áreas florestais protegidas. Frente a essa situação, há necessidade de estabelecer uma avaliação crítica sobre as mudanças na legislação ambiental, para que seja revisada com a participação da comunidade científica, com o objetivo de reformular os

instrumentos jurídicos que norteiam a conservação da biodiversidade desses ecossistemas para que se tornem mais eficazes, bem como é urgentemente necessário apoiar as políticas públicas existentes, não apenas com financiamento, mas possibilitar meios operacionais que permitam desenvolver as capacidades de gestão das UCs [34][35].

Diante disso, os resultados obtidos pelo corrente estudo reafirmam sobre a importância de se estabelecerem políticas públicas que visem fortalecer e valorizar as UCs e terras indígenas que são essenciais para a proteção das florestas, possibilitando colocar em prática o principal objetivo das áreas protegidas: a conservação da natureza [15][16][17][18][34]. Essa tendência é corroborada por estudos científicos que apontam as APs como mecanismo de redução do desmatamento na Amazônia [8][36]. Portanto, torna-se necessário promover debates entre a comunidade científica, membros do legislativo e tomadores de decisão, com vistas ao desenvolvimento de indicadores e estratégias eficazes que diminuam o raio de ação dos sujeitos que fazem a apropriação ilegal dos recursos naturais.

Índice de desmatamento e efetividade das áreas protegidas

O intenso processo de desmatamento na extensão da área de estudo foi evidenciado através da espacialização dos dados PRODES/INPE do desmatamento acumulado no período compreendido entre 1988 e 2022. Com a obtenção do mapa representado na Figura 3, foi possível analisar em quais áreas o desmatamento está distribuído e quais são as mais impactadas.

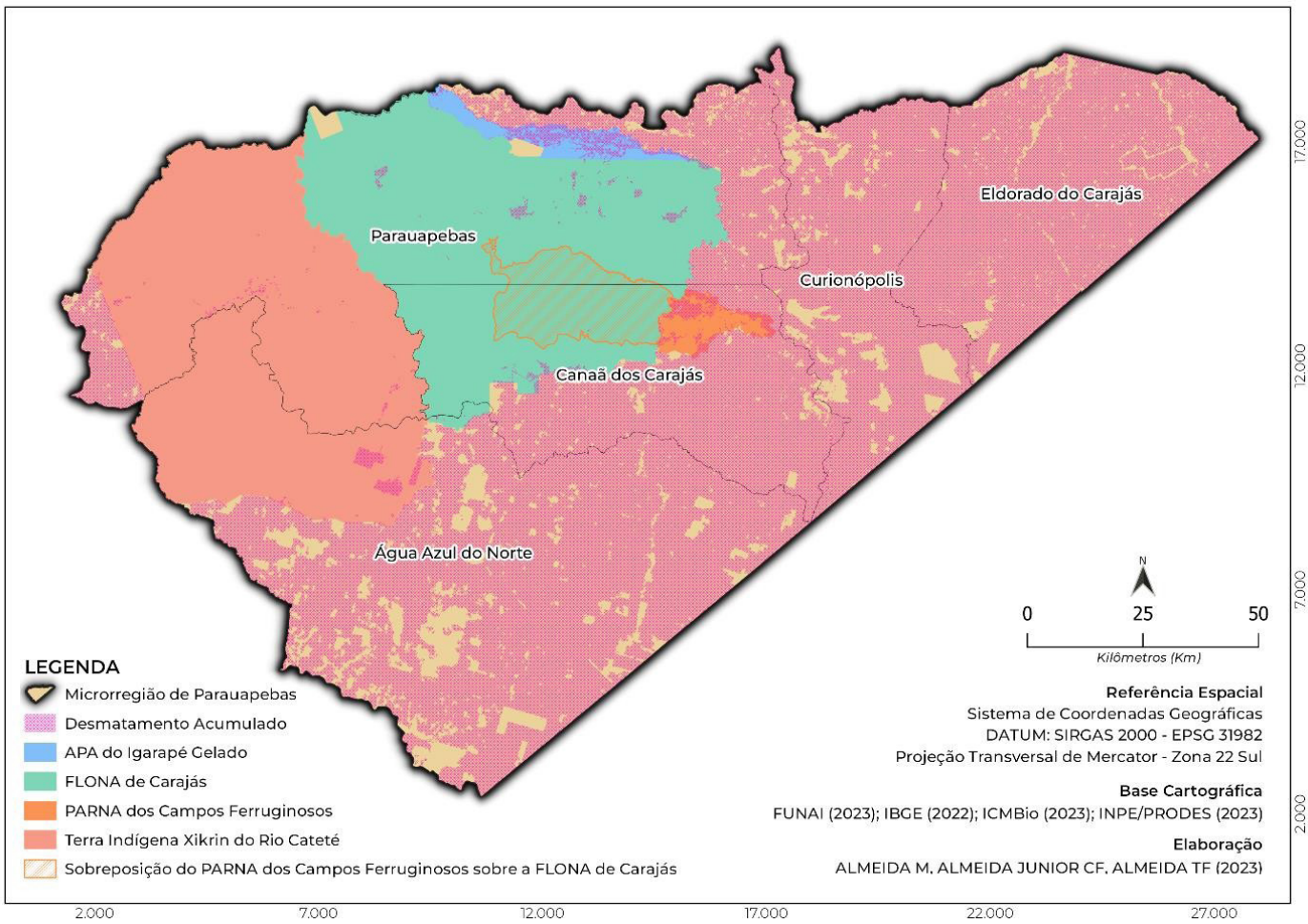


Figura 3 – Desmatamento acumulado na microrregião de Parauapebas, 1988-2022.
Fonte: Autores, 2023.

A identificação dos agentes concretos responsáveis pelo desmatamento na microrregião de Parauapebas é complexa. No entanto, ao comparar o mapa de desmatamento acumulado (Figura 3) que revela a grande perda florestal da área de estudo, com o mapa de uso e cobertura da terra (Figura 2) percebe-se que a redução da vegetação nativa pode ser explicada principalmente pelo processo de pastagem extensiva. Essa diminuição das áreas de florestas nos municípios do sudeste paraense está intimamente relacionada ao aumento das atividades agropecuárias [32]. E, de fato, a pastagem é a classe dominante na paisagem atual dessa microrregião.

Verifica-se que as áreas onde as florestas nativas ainda estão presentes correspondem principalmente às áreas sob proteção. Contudo, nota-se que o desmatamento também ocorre dentro dessas regiões, motivado principalmente pelas atividades de pastagem e pela exploração mineral (Figura 2). À medida que as áreas do entorno caminham para o esgotamento, ocorre a confluência das frentes de desmatamento para dentro das áreas protegidas, conforme ilustra o mapa na Figura 3. Quando localizadas em regiões fronteiriças a arcos de desmatamento, esses territórios protegidos enfrentam pressões advindas de todos os lados [23].

A proporção total do índice de desmatamento cumulativo na microrregião de Parauapebas, no período estudado, é de 55,9% de sua totalidade, abrangendo cerca de 22.472,357 km² até o ano de 2022 (Figura 3). No entanto, existe uma grande disparidade na proporção desse índice ao se considerar a incidência de desmatamento dentro e fora das áreas protegidas.

A análise dos resultados revela que apenas 2,4% da área desmatada está localizada dentro das áreas protegidas, enquanto 97,6% aconteceram fora desses limites. Nesse sentido, essa disparidade mostra que as áreas protegidas desempenham um papel crucial na preservação dos espaços naturais e na mitigação do desmatamento.

Sustenta-se, então, que a baixa taxa de desmatamento dentro dessas áreas é reflexo das medidas de proteção e regulamentação aplicadas pelos órgãos que possuem responsabilidade ambiental. Eles agem de maneira eficaz para conter o avanço da degradação ambiental, visto que atuam na vigilância, realizando a proteção e fiscalização do território [13].

Sob essa perspectiva, estudos apontam que áreas protegidas, quando bem gerenciadas, são fundamentais para a conservação da biodiversidade e para a proteção de recursos naturais contra atividades antrópicas exploratórias [13][23] [30]. Nesse sentido, o uso de tecnologias avançadas, a exemplo os satélites de observação terrestre e sensoriamento remoto, como o Disaster Monitoring Constellation (DMC) de alta resolução, promovem suporte à proteção do meio ambiente, auxiliando na avaliação dos impactos em larga escala que os ecossistemas sofrerão [37][38][39]. Cita-se, ademais, o advento da inteligência artificial (IA), na qual modelos de IAs podem ser treinados para prognóstico do desmatamento, auxiliando no monitoramento e gestão dessas áreas [40][41].

Ao tratar as áreas contíguas às áreas protegidas, chama atenção a alta proporção de desmatamento, que instiga indagações sobre a eficácia das políticas voltadas para o uso do solo nos municípios analisados. Na esteira dessa reflexão, percebe-se a diferenciação de gestão dos espaços, revelando uma necessidade urgente de estratégias político-territoriais mais eficazes, que estejam pautadas na conservação e no desenvolvimento econômico.

Além disso, os dados mostram o avanço do desmatamento sobre as áreas protegidas. Nesse caso, se faz necessário adoção de medidas que atenuem essa problemática, como a extensão das ações de proteção para as áreas adjacentes. Na conjuntura local temos por exemplo o Projeto Horizontes, que pretende realizar a recuperação de áreas degradadas no entorno das UCs. O referido projeto é resultante de uma parceria entre a mineradora Vale e o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), órgão gestor das UCs federais que fazem parte deste estudo [42].

De maneira mais abrangente, a Figura 4 complementa essa discussão comparando o percentual das áreas territoriais, das áreas protegidas e do índice de desmatamento acumulado dos municípios envolvidos pela microrregião de Parauapebas, considerando o recorte temporal de 1988 a 2022.

CC BY NC ND

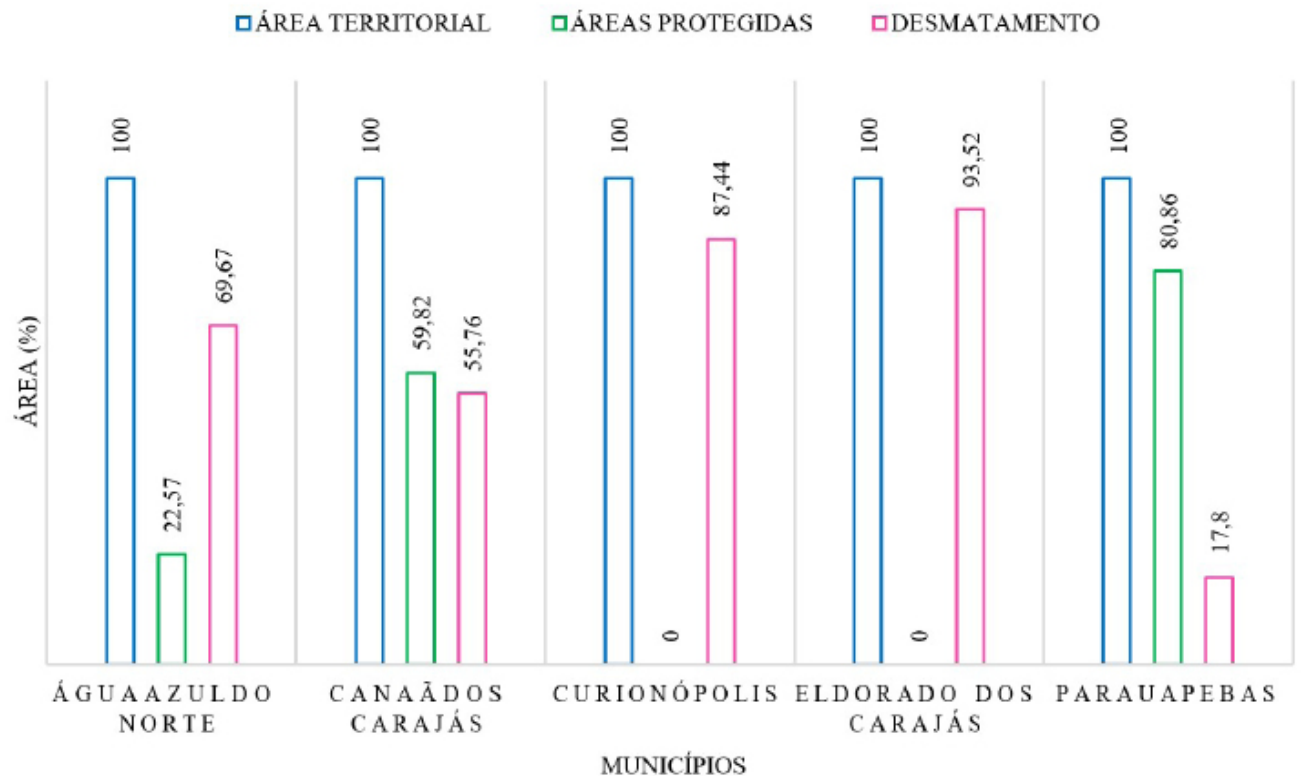


Figura 4 – Área territorial, áreas protegidas e desmatamento acumulado nos municípios da microrregião de Parauapebas, 1988-2022 [20][43][44][9].

Conforme a figura acima demonstra, o município de Água Azul do Norte possui aproximadamente 23% de seu território coberto pela FLONA de Carajás, uma área designada como protegida. Canaã dos Carajás abriga partes da FLONA de Carajás e do PARNA dos Campos Ferruginosos, totalizando cerca de 60% de seu território sendo áreas protegidas. Já o município de Parauapebas conta com aproximadamente 81% de sua área ocupada por três UCs federais e a terra indígena Xikrin do Rio Cateté. Diante disso, verifica-se que a distribuição das áreas protegidas varia significativamente entre esses municípios.

Observa-se na análise dos índices de desmatamento acumulado que os valores são de 69,67% para Água Azul do Norte, 55,76% para Canaã dos Carajás e 17,80% para Parauapebas (Fig. 4). Esses percentuais apontam para uma correlação inversa entre a proporção de território com áreas protegidas e os índices de desmatamento.

Em contraste, os municípios da microrregião de Parauapebas que não possuem áreas protegidas das categorias abordadas por este trabalho, que são Curionópolis e Eldorado dos Carajás, enfrentaram um intenso processo de desmatamento, com perdas de 87,44% e 93,52% de suas florestas nativas, respectivamente (Figura 4).

Portanto, a mensuração da importância das áreas protegidas no combate à dinâmica do desmatamento revela que essas áreas podem ser uma medida eficaz para a redução da supressão das florestas nativas. Os resultados obtidos no presente estudo corroboram com estudos anteriores [12][14][23][30].

Por fim, para além da dualidade observada entre as áreas protegidas e não protegidas aqui tratadas, neste estudo tem-se um recorte da complexidade das mudanças territoriais na Amazônia. Essas transformações são acompanhadas por fatores socioeconômicos que impulsionam o desmatamento e alteram o uso e cobertura do solo. Logo deve-se pensar com uma visão prospectiva, de forma a garantir a existência das florestas e que também seja possível avançar economicamente.

Conclusão

Com a análise do uso e cobertura da terra foi possível compreender as mudanças de classes no período estudado. E com os dados sobre o desmatamento, além da identificação da distribuição espacial do índice de desmatamento cumulativo na

microrregião de Parauapebas, foi possível determinar a proporção desse índice dentro e fora de suas áreas protegidas.

Tanto os dados do MapBiomas, quanto as informações do PRODES/INPE, mostram que as áreas protegidas atuam como escudo contra o desmatamento e as mudanças de uso e cobertura da terra. Nessa perspectiva, o estudo apresenta informações relevantes sobre a importância das UCs federais e terras indígenas diante das pressões exercidas sobre as florestas nativas pelos setores agropecuário, e mineral, que resultam em um acelerado desmatamento na microrregião.

Pode-se concluir que os resultados reforçam a relevância das áreas protegidas na mitigação do desmatamento, garantindo a perenidade dos serviços ecossistêmicos. Assim, uma vez estabelecidas essas áreas, é primordial investir em tecnologias avançadas de monitoramento e vigilância para que dessa forma seja possível garantir a permanência das florestas a longo prazo.

Referências

1. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. [homepage na internet]. Amazônia Legal. [acesso em 11 mai 2024]. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes-ambientais/geologia/15819-amazonia- legal.html#:~:text=A%20Amaz%C3%B4nia%20Legal%20apresenta%20uma,%2C93%25%2 0do%20territ%C3%B3rio%20brasileiro.

2. Davidson E, Araújo A, Artaxo P, et al. The Amazon basin in transition. Nature. 2012;481:321–328. doi: https://doi.org/10.1038/nature10717.

3. Fearnside PM, Deforestation in Brazilian Amazonia: history, rates, and consequences. Conserv Biol. 2005;19(3):680–688. doi: 10.1111/j.1523-1739.2005.00697.x.

4. Dong X, Li F, Lin Z, Harrison SP, Chen Y, Kug JS. Climate influence on the 2019 fires in Amazonia. Sci Total Environ. 2021;794. doi: 10.1016/j.scitotenv.2021.148718.

5. Zebalos CHS, Oliveira RFA, Soares ER, Almeida UO, Melillo RCS, Cavalcante ER, Rezende JW. Análise espaço-temporal da cobertura do solo do Município de Theobroma, Estado de Rondônia, Brasil. Rev Bras Gestao Ambient Sustentab. 2022;9(21):407-418. doi: 10.21438/rbgas(2022)092126.

6. Lei nº 9.985 de 18 de julho de 2000 (Brasil). Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial da União. 2000 jul. 19 [citado em 2024 mai 12]. Disponível em: https://legislacao.presidencia.gov.br/atos/?tipo=LEI&numero=9985&ano=2000&ato=77ck3a q1kMNpWTfc9

7. MapBiomas. [homepage na internet]. Coleções MapBiomas. [acesso em 12 mai 2024]. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/colecoes-mapbiomas/.

8. Gusmão LHA, Sombra DA, Messias CG, Camilotti VL. Florestas Nacionais na Amazônia brasileira: desmatamento e pressões de uso da terra (2018-2021). Rev. RA'EGA - O Espaço Geográfico em Análise. 2024;60(1): 9–44. doi: http://dx.doi.org/10.5380/raega.v60i0.91638.

9. Programa de Cálculo do Desflorestamento da Amazônia – PRODES. [homepage na internet]. Monitoramento do Desmatamento da Floresta Amazônica Brasileira por Satélite. [acesso em 10 out 2023]. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes.

10. Geldmann J, Manica A, Burgess ND, Balmford A. A global-level assessment of the effectiveness of protected areas at resisting anthropogenic pressures. Proceedings of the National Academy of Sciences. 2019;116(46): 23209-23215. doi: https://doi.org/10.1073/pnas.1908221116.

11. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. [homepage na internet]. Malha Municipal. [acesso em 10 out 2023]. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/organizacao-do-territorio/malhas-territoriais/15774- malhas.html.

12. Lobo JL, Cioni IF. Unidades de Conservação e movimentos sociais na conservação dos campos rupestres ferruginosos: Um estudo no Quadrilátero Aquífero-Ferrífero (Minas Gerais). Rev. Ambientes. 2024;6(1): 28-68. doi: https://doi.org/10.48075/amb.v6i1.33162.

13. Castriota, R. Preservar para extrair, grilar e espoliar: ambientalismo operacional e as unidades de conservação de Carajás. Rev. GEOgrafias. 2022 jul/dez;18(2): 21-43. DOI: https://doi.org/10.35699/2237-549X.2022.40635.

14. Rocha VM, Correia FWS, Fialho ES. Amazônia frente às mudanças no uso da terra e do clima global e a importância das áreas protegidas na mitigação dos impactos: um estudo de modelagem numérica da atmosfera. Acta Geográfica. 2012; Ed. Esp.:31-48. doi:10.5654/actageo2012.0002.0002.

15. Decreto nº 97.718, de 5 de maio de 1989 (Brasil). Dispõe sobre a criação da Área de Proteção Ambiental do Igarapé Gelado, no Estado do Pará. [Internet]. Diário Oficial da União. 1989 mai. 05 [citado em 2023 out 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1980- 1989/d97718.htm#:~:text=DECRETO%20No%2097.718%2C%20DE,o%20que%20disp%C3%B5e%20o%20art.

16. Decreto nº 2.486, de 2 de fevereiro de 1998 (Brasil). Cria a Floresta Nacional de Carajás, no Estado do Pará, e dá outras providências. [Internet]. Diário Oficial da União. 1998 fev. 02 [citado em 2023 out 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/d2486.htm#:~:text=DECRETO%20N%C2%B A%202.486%2C%20DE%202,que%20lhe%20confere%20o%20art.

17. Decreto de 5 de junho de 2017 (Brasil). Dispõe sobre a criação do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, localizado nos Municípios de Canaã de Carajás e Parauapebas, Estado do Pará. [Internet]. Diário Oficial da União. 2017 jun. 05 [citado em 2023 out 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/d0384.htm.

18. Decreto nº 384, de 24 de dezembro de 1991 (Brasil). Homologa a demarcação administrativa da Área Indígena Xikrin do Rio Cateté, no Estado do Pará. [Internet]. Diário Oficial da União. 1991 dez. 24 [citado em 2023 out 03]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/d0384.htm.

19. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. [homepage na internet]. Cidades e Estados do Brasil. [acesso em 08 out 2023]. Disponível em: https://cidades.ibge.gov.br/.

20. Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, Gonçalves, JLM, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol Z. 2013;22(6):711-728. doi: 10.1127/0941- 2948/2013/0507.

21. Ferreira DBS, Souza, EB, Oliveira, JV. Identificação de Extremos de Precipitação dm Municípios do Estado do Pará e sua Relação com os Modos Climáticos Atuantes nos Oceanos Pacífico e Atlântico. Rev. Brasileira de Climatologia. 2020 Jul;27(16): 197-222. doi: https://doi.org/10.5380/abclima.v27i0.64630.

22. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística - IBGE. [homepage na internet]. Vegetação. [acesso em 22 out 2023]. Disponível em: https://www.ibge.gov.br/geociencias/informacoes- ambientais/vegetacao.html.

23. Michelotti F. Território Agromineral do Sudeste Paraense e Pacto Latifundiário. In: Agendas de Pesquisas do PPGPAM: Desenvolvimento e Planejamento na Amazônia [Internet] Brasília: Rosivan Diagramação & Artes Gráficas, 2021. 157-175. [citado em 2024 mar. 10]. Disponível em: https://www.researchgate.net/profile/Rogger-Magalhaes- Barreiros/publication/375742455_E-book_Agendas_de_pesquisas_do_PPGPAM_entre_o_urbano_e_o_regional_na_Amaznia- 2/links/6558c0f93fa26f66f411cb90/E-book-Agendas-de-pesquisas-do-PPGPAM-entre-o- urbano-e-o-regional-na-Amaznia-2.pdf#page=157.

24. Freitas LCS, Cavalcanti, LCS, Braz AM. Avaliação da acurácia das classes de uso e cobertura da terra do Mapbiomas (Coleção 6) para o município de Carpina (PE). Caderno Prudentino de Geografia. [Internet]. 2023. [citado em 2024 nov 23];2(45): 38–52. Disponível em: https://revista.fct.unesp.br/index.php/cpg/article/view/9230.

25. MapBiomas. [homepage na internet]. Estatística de Acurácia. [acesso em 24 nov 2024]. Disponível em: https://mapbiomas.org/accuracy-statistics.

26. Pontius Junior RG, Millones M. Death to Kappa: birth of quantity disagreement and allocation disagreement for accuracy assessment. International Journal of Remote Sensing. 2011;32(5): 4407-4429. doi: https://doi.org/10.1080/01431161.2011.552923.

27. Nolte C, Agrawal A, Silvius KM, Soares-Filho BS. Governance regime and location influence avoided deforestation success of protected areas in the Brazilian Amazon. Proc Natl Acad Sci USA. 2013;110(13):4956-61. doi: 10.1073/pnas.1214786110.

28. Conrado MTBN, Oliveira CW, Meireles ACM, Silva JMO. Variabilidade espaço-temporal do uso e ocupação do solo na Microbacia do Rio Salamanca e suas influências sobre a degradação. Revista Brasileira de Geografia Física. 2024;17(06): 4476-4491. doi: https://doi.org/10.26848/rbgf.v17.6.p4476-4491.

29. Santos, RCG. Modelagem Hidrológica e Dinâmica do Uso da Terra na Bacia do Rio Cachoeira-Bahia, Brasil [Dissertação]. Itabunga – BA: Universidade Federal do Sul da Bahia; 2022. 69 f.

30. Paula DS, Escada IS, Ortiz JO. Análise Multitemporal do Uso e Cobertura da Terra na Amazônia: A Expansão da Agricultura de Larga Escala na Bacia do Rio Curuá-Una. Rev Bras Cartogr. 2022;74(2): 379-398. doi: http://dx.doi.org/10.14393/rbcv74n2-63206.

31. Silva RSS. Mineralogia e Geoquímica do Perfil Laterítico do Depósito de Ferro da Serra Leste Carajás-Pa [Dissertação]. Belém: Instituto de Geociências, Universidade Federal do Pará; 2020. 47 f.

32. Kzam AL. Transformações Espaciais na Amazônia Oriental: Parauapebas como Cidade Média. Rev. GeoAmazônia. 2021;9(17): 88-110. doi: 10.17551/2358-1778/geoamazonia.

33. Novoa Garzon LF, Silva DS, Ribeiro MS. Desmanche de territórios indígenas e de unidades de conservação no novo arco de desmatamento em Rondônia/ Brasil e Beni/ Bolívia (2018-2020). Desenvolv. Meio Ambiente. 2022 Jul/Dez; (60): 116-142. doi: 10.5380/dma.v60i0.80233 e-ISSN 2176-9109.

34. Wagner C, Campos, MCC, Lima, RA. A importância socioambiental dos Parques Nacionais no Brasil: uma revisão sistemática. Rev. Cerrados. 2023 Jan/Jun;21(1): 245-267. doi: 10.46551/rc24482692202310.

35. Silveira FAO, Perillo LN, Carmo FF, Kamino LHY, Mota NFO, Viana PL, Carmo FF, Ranieri BD, Ferreira MC, Vial L, Alvarenga LJ, Santos FMG. Vegetation misclassification compromises conservation of biodiversity and ecosystem services in Atlantic Forest ironstone outcrops. Perspectives in Ecology and Conservation. 2020; 18(4): 238-242. doi: https://doi.org/10.1016/j.pecon.2020.10.001.

36. Soares-Filho BS, Oliveira U, Ferreira MN, Marques FFC, Olivera AR, Silva FR, Börner J. Contribution of the Amazon protected areas program to forest conservation. Biological Conservation. 2023; 279(109928). doi: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2023.109928.

37. Marchi ELL. Satellite Remote Sensing Cooperation in Support of the Amazon: The Acto and the Leticia Pact [tese]. Portugal: Universidade Nova de Lisboa; 2020. 135 f.

38. Sena Pinto, AR. Os desafios da Amazônia na segurança climática global: contribuições das Unidades de Conservação (UC) para a redução do desmatamento nos trópicos úmidos (2002-2014) [Dissertação]. Belém: Universidade Federal do Pará, Belém; 2018. 90 f.

39. Soubry I, Doan T, Chu T, Guo X. A Systematic Review on the Integration of Remote Sensing and GIS to Forest and Grassland Ecosystem Health Attributes, Indicators, and Measures. Sensores remotos. 2021; 13(16). doi: https://doi.org/10.3390/rs13163262.

40. Fernandes BJT, Osses JR, Façanha R. Avaliação de técnicas de IA para auxiliar na previsão de incidência de desmatamento na Amazônia. Revista de Engenharia e Pesquisa Aplicada. 2022;7(2): 57-64. doi: 10.25286/repa.v7i2.221.

41. Gama LHOM, Paiva PFPR, Silva Junior OM, Ruivo MLP. Environmental modeling and use of artificial intelligence for prognosis of deforestation: the case of Rebio do Gurupi-MA. Research, Society and Development. 2021;10(2). doi: https://doi.org/10.33448/rsd-v10i2.11609.

42. VALE. [homepage na internet]. Carajás: Proteção da Floresta Amazônica ajuda no combate ao aquecimento global. [acesso em 12 mai 2024]. Disponível em: https://vale.com/pt/w/caraj%C3%A1s-prote%C3%A7%C3%A3o-da-floresta- amaz%C3%B4nica-ajuda-no-combate-ao-aquecimento-global.

43.Fundação Nacional dos Povos Indígenas - FUNAI. [homepage na internet]. Terras Indígenas: Dados Geoespaciais e Mapas. [acesso em 03 nov 2023]. Disponível em: https://www.gov.br/funai/pt-br/atuacao/terras-indigenas/geoprocessamento-e-mapas.

44. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. [homepage na internet]. Dados geoespaciais de referência da Cartografia Nacional e dados temáticos produzidos no ICMBio. [acesso em 03 nov 2023]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/dados_geoespaciais/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Estratégia para conservação da harpia no mosaico de unidades de conservação de Carajás, Amazônia brasileira

Indaína Evelyn Silva Santos [1,3]*
https://orcid.org/0009-0002-1135-7913
* Contato principal

Ailon Rudy Eufrázio de Souza[1]
https://orcid.org/0009-0007-2366-7982

Andréa Siqueira Carvalho[1,3]
https://orcid.org/0000-0002-9019-881X

Francisca Helena Aguiar-Silva[3,4]
https://orcid.org/0000-0003-0301-3942

Aureo Banhos[2,3]
https://orcid.org/0000-0003-1513-5816

José Alves da Costa Filho[3]

João Vitor Pasinato Silva[2,3]

Pâmella Oliveira Carvalho (In memoriam)[3]

1 Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG, Brasil. <indainaevelyn@gmail.com, ailonrudy@gmail.com, andreasicarvalho@hotmail.com>.
2 Universidade Federal do Espírito Santo/UFES, Brasil. <aureobs@gmail.com, pasinatosilva@gmail.com>.
3 Projeto Harpia - Carajás, Brasil. <filhomanfredini@gmail.com>.
4 Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia/INPA, Brasil. <aguiarsilva.fh@gmail.com>.

Recebido em 30/08/2024 - Aceito em 08/11/204

Como citar:

Santos IES, Souza ARE, Carvalho AS, Aguiar-Silva, FH, Banhos A, Costa Filho JA, Silva JVP, Carvalho PO. Estratégia para conservação da harpia mosaico de unidades de conservação de Carajás, Amazônia brasileira. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 109-119. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2673

RESUMO – A harpia *Harpia harpyja* (Linnaeus, 1758), uma ave de rapina conhecida como gavião-real, ocorre em toda a Amazônia e nos remanescentes florestais da Mata Atlântica. Global e nacionalmente está classificada como vulnerável, principalmente pelo desflorestamento e remoção de indivíduos associada à perda de *habitat*. Entre 13 e 15 de junho de 2023, foi realizada a "Oficina de Elaboração do Programa de Conservação da Harpia no Mosaico de Unidades de Conservação de Carajás", em Parauapebas, Pará, como uma estratégia para conservação da harpia nessa região. O objetivo da oficina contempla os artigos 6, 7 e 8 da Convenção sobre Diversidade Biológica, o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 15 e a Ação 1.19 do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves da Amazônia. A criação do Programa de Conservação da Harpia no Mosaico de Carajás consiste em uma iniciativa para pesquisar e proteger a espécie na região através de uma parceria com a empresa Vale. O programa terá dois componentes de ações: *in situ* (ecologia, biologia, genética da conservação) e *ex situ* (reabilitação de indivíduos). Participaram da oficina 37 representantes de sete instituições parceiras, os quais identificaram 13 ameaças à harpia no contexto do mosaico e seu entorno. Também foram definidas 35 ações para enfrentar essas ameaças que deverão ser executadas ao longo de seis anos.

Palavras-chave: Gavião-real; espécie ameaçada; desflorestamento; *in situ* e *ex situ*; plano de conservação.

CC BY NC ND

Strategy for harpy eagle conservation in the Carajás mosaic of conservation units, brazilian Amazon

Keywords: Harpy Eagle; threatened species; deforestation; in situ and ex situ; conservation plan.

ABSTRACT – The Harpy Eagle *Harpia harpyja* (Linnaeus, 1758), occurs throughout the Amazon and in the remaining forest fragments of the Atlantic Forest. Globally and nationally, it is classified as Vulnerable, mainly due to deforestation and the removal of individuals associated with habitat loss. From June 13 to 15, 2023, the "Workshop for the Development of the Harpy Eagle Conservation Program in the Carajás Conservation Units Mosaic" was held in Parauapebas, Para, as a conservation strategy for the Harpy Eagle in this region. The objective of this Workshop includes Articles 6, 7, and 8 of the Convention on Biological Diversity, Sustainable Development Goal 15, and Action 1.19 of the National Action Plan for the Conservation of Amazonian Birds. The creation of the Harpy Conservation Program in the Carajás Mosaic consists of an initiative to research and protect the species in the region through a partnership with the company Vale. The Program will have two action components: in situ (ecology, biology, conservation genetics) and ex situ (individual rehabilitation). The Workshop involved 37 representatives from seven partner institutions, who identified 13 threats to the Harpy Eagle within the mosaic and its surroundings. They also defined 35 actions to address these threats, which are expected to be implemented over a six-year period.

Estrategia para la conservación del águila arpía en el mosaico de unidades de conservación de Carajás, Amazonía brasileña

Palabras clave: Águila Arpía; especies amenazadas; deforestación; in situ y ex situ; plan de conservación.

RESUMEN – El Águila Arpía *Harpia harpyja* (Linnaeus, 1758), una gran rapaz que se encuentra en toda la Amazonía y en los remanentes forestales del Bosque Atlántico. A nivel global y nacional está clasificada como vulnerable, principalmente debido a la deforestación y la eliminación de individuos asociada a la pérdida de hábitat. Del 13 al 15 de junio de 2023, se realizó el "Taller para la Elaboración del Programa de Conservación del Águila Arpía en el Mosaico de Unidades de Conservación de Carajás" en Parauapebas, Pará, como estrategia de conservación del águila arpía en esta región. El objetivo de este taller incluye los Artículos 6, 7 y 8 del Convenio sobre la Diversidad Biológica, el Objetivo de Desarrollo Sostenible 15 y la Acción 1.19 del Plan de Acción Nacional para la Conservación de las Aves de la Amazonía. La creación del Programa de Conservación de Arpías en el Mosaico de Carajás consiste en una iniciativa de investigación y protección de la especie en la región, a través de una alianza con la empresa Vale. El Programa contará con dos componentes de acciones: in situ (ecología, biología, genética de la conservación) y ex situ (rehabilitación de individuos). En el taller participaron 37 representantes de siete instituciones asociadas, quienes identificaron 13 amenazas para el águila arpía dentro del mosaico y sus alrededores. También se definieron 35 acciones para enfrentar estas amenazas, las cuales se espera que se implementen en un período de seis años.

Introdução

A harpia (*Harpia harpyja* Aves: Accipitridae), também conhecida como gavião-real na Amazônia, está entre as maiores aves de rapina do mundo [1]. Como predador topo de cadeia trófica, se alimenta principalmente de mamíferos arborícolas, mas também preda espécies de aves e de répteis [2][3][4]. Sua ocorrência inclui as florestas neotropicais desde o sul do México até o nordeste da Argentina [5], embora a sua área de distribuição geográfica tenha reduzido nas últimas décadas [6][7]. Atualmente está classificada como vulnerável (VU) à extinção [8], o que sinaliza a necessidade de ações para conservação da espécie.

CC BY NC ND

No Brasil, diversos profissionais atuam no Projeto Harpia (www.projetoharpia.org), desenvolvendo atividades de pesquisa, reabilitação e sensibilização ambiental para a conservação da harpia *in situ* e *ex situ*. A atuação dos núcleos distribuídos pelo Brasil, começa com o mapeamento de ninhos de harpia, seguido pelo monitoramento das atividades no ninho, reabilitação de indivíduos resgatados machucados que são devolvidos à natureza na maioria dos casos, sensibilização e educação ambiental nas comunidades humanas no entorno dos ninhos estudados.

Um dos núcleos do Projeto Harpia atua no mosaico de unidades de conservação de Carajás (o Mosaico de Carajás), localizado no sudeste do Pará. O Mosaico de Carajás cobre aproximadamente 1,2 milhões de hectares, sendo composto pela Reserva Biológica do Tapirapé, Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, Floresta Nacional de Carajás, Floresta Nacional de Tapirapé-Aquiri, Floresta Nacional de Itacaiúnas, Área de Proteção Ambiental do Igarapé Gelado e Terra Indígena Xikrin do Cateté [9]. Juntas, essas áreas mantêm a floresta protegida do desflorestamento frente ao avanço agropecuário com a antropização do entorno [10].

Para fomentar a conservação da harpia dentro desse cenário de degradação ambiental, o Projeto Harpia Carajás realizou uma oficina para elaborar um programa de conservação da espécie no Mosaico de Carajás. Seu objetivo contempla os artigos 6, 7 e 8 da Convenção sobre Diversidade Biológica (CDB), o Objetivo de Desenvolvimento Sustentável 15 (ODS 15) da Organização das Nações Unidas (ONU) e a Ação 1.19 do Primeiro Ciclo do Plano de Ação Nacional para a Conservação das Aves da Amazônia (PAN Aves da Amazônia) [11].

Material e Métodos

Área de estudo

Este estudo está relacionado ao mosaico de áreas protegidas em Carajás, localizado no sudeste do estado do Pará, região Norte do Brasil (06º 00' S; 50º 30' O, Figura 1), denominado Mosaico de Carajás, formado por sete áreas protegidas em 1,2 milhões de hectares de floresta tropical úmida. A abrangência geográfica do Mosaico de Carajás inclui cinco municípios (Tabela 1). A vegetação da região pode ser dividida em duas categorias principais: floresta tropical densa e aberta (conhecida localmente como "floresta ombrófila densa" e "floresta ombrófila aberta"), que cobre a maior parte da área, e savana (vegetação metalófila, conhecida localmente como canga [9]). Em Carajás, a ocorrência da emblemática castanha-do-Brasil *Bertholletia excelsa* (Humb. & Bonpl., Lecythidaceae), espécie de árvore protegida por lei no Brasil [12], é uma das principais árvores utilizadas pela harpia para nidificação na região (Figura 2) [13][14].

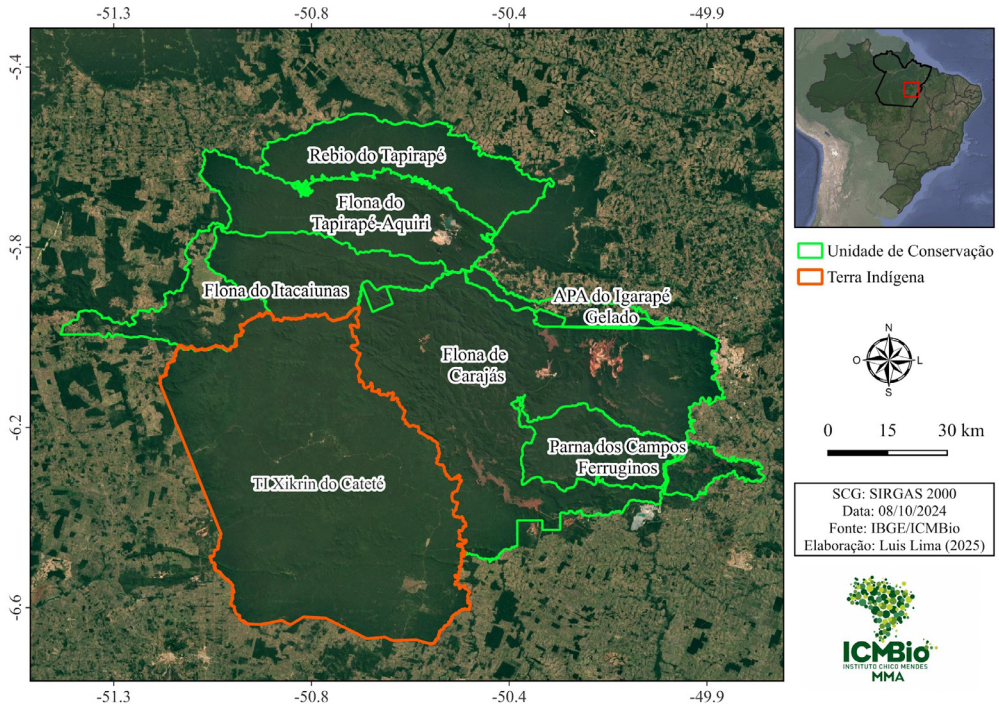


Figura 1 – Mapa do mosaico de unidades de conservação de Carajás, Pará.
Fonte: Luís Filipe Lima, 2025.



Figura 2 – Harpia adulto fêmea com filhote no ninho construído em castanha-do-Brasil dentro da Floresta Nacional de Carajás, Parauapebas, Pará.
Foto: João Marcos Rosa.

Elaboração do Programa de Conservação da Harpia

Entre 13 e 15 de junho de 2023, em Parauapebas, foi conduzida a "Oficina de Elaboração do Programa de Conservação da Harpia no Mosaico de Unidades de Conservação de Carajás". O evento recebeu apoio do Núcleo de Gestão Integrada Carajás (NGI Carajás) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e da Vale S.A.

Tabela 1 – Áreas protegidas que compõem o Mosaico de UCs de Carajás, Brasil.

Área protegida	Município	Tamanho (ha)	Ano criação
Reserva Biológica do Tapirapé	Marabá, São Félix do Xingu	103.000,00	1989
Floresta Nacional de Tapirapé-Aquiri	Marabá, São Félix do Xingu	196.503,94	1989
Área de Proteção Ambiental do Igarapé Gelado	Parauapebas	23.175,11	1989
Terra Indígena Xikrin do Cateté	Água Azul do Norte, Marabá, Parauapebas	439.151	1991
Floresta Nacional de Carajás	Água Azul do Norte, Canaã dos Carajás, Parauapebas	391.263,04	1998
Floresta Nacional de Itacaiúnas	Marabá, Parauapebas, São Félix do Xingu	136.698,91	1998
Parque Nacional dos Campos Ferruginosos	Canaã dos Carajás, Parauapebas	79.086,04	2017

CC BY NC ND

O evento contou com a participação de 37 profissionais, representantes do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Amazônica/ICMBio, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (UNIFESSPA), Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS), Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Instituto Tecnológico Vale (ITV), Vale (Metais básicos, Reserva Natural e Salobo), BioParque Vale Amazônia, Projeto Harpia e do Instituto Últimos Refúgios (Figura 3).



Figura 3 – Participantes da Oficina para Elaboração do Plano de Conservação da Harpia no Mosaico de Carajás. Foto: Leonardo Merçon, 2023.

No primeiro dia da Oficina, foi apresentado o histórico de atividades do Projeto Harpia na Floresta Nacional de Carajás (FLONA Carajás), descrevendo os principais resultados e produtos, bem como as expectativas futuras. Ademais, foi criado um espaço temático com exposição de fotos da harpia em diferentes estágios do ciclo reprodutivo dos ninhos monitorados na FLONA Carajás e Área de Proteção Ambiental (APA) do Igarapé Gelado, dos pesquisadores em campo e dos equipamentos utilizados durantes as atividades de pesquisa (Figura 4), favorecendo, assim, a imersão de todos os participantes no contexto das pesquisas e da harpia na região.



Figura 4 – Espaço temático na Oficina para Elaboração do Plano de Conservação da Harpia no Mosaico de Carajás. Foto: Leonardo Merçon, 2023.

A dinâmica da oficina aconteceu com a divisão dos participantes em dois grupos para discutir as ameaças à harpia no contexto *in situ* e *ex situ*. As discussões foram baseadas em conhecimento prévio, compartilhamento de experiências locais, regionais e nacionais, publicações científicas, dados não publicados do Projeto Harpia, legislação e relatos dos participantes. As ameaças diretas e indiretas identificadas foram distribuídas no contexto das unidades de conservação do Mosaico e do entorno, pois algumas ameaças podem ser exclusivas de um dos dois espaços geográficos.

Resultados e Discussão

Durante os três dias da Oficina de Elaboração do Programa de Conservação da Harpia no Mosaico de Unidades de Conservação de Carajás, foram identificadas 26 ameaças diretas e indiretas à harpia no Mosaico de Carajás e no seu entorno (Tabela 2). As ameaças foram divididas considerando os dois componentes de ação do Programa: Doze ameaças *in situ* (biologia, ecologia e genética da conservação) e 14 ameaças *ex situ* (população de segurança, reabilitação de indivíduos e comportamento em cativeiro), sendo elas:

In situ: 1) Eletrocussão e/ou colisão com estruturas de transmissão de energia; 2) Contaminação de presas; 3) Atropelamento; 4) Contaminação dos recursos hídricos; 5) Perturbação sonora; 6) Supressão vegetal; 7) Caça da espécie; 8) Desmatamento ilegal; 9) Caça das presas; 10) Incêndio florestal; 11) Exploração ilegal de madeira; 12) Ocupação desordenada de bordas do mosaico.

Ex situ: 1) Exploração madeireira; 2) Desmatamento; 3) Incêndios; 4) Supressão vegetal; 5) Remoção da natureza; 6) Caça; 7) Conflito; 8) Eletrocussão; 9) Rede de emergência ineficiente; 10) Atropelamento; 11) Falta de protocolo (resgate, destinação, soltura); 12) Deficiente logística de resgate; 13) Reabilitação deficiente; 14) Falta de dinheiro.

É importante destacar que das 26 ameaças, 11 foram identificadas no contexto do Mosaico de Carajás e 12 no entorno do Mosaico de Carajás, sendo que uma ameaça (perturbação sonora) ocorre exclusivamente nas UCs e duas (conflito por animais domésticos e ocupação desordenada das bordas do Mosaico de Carajás) apenas no entorno do Mosaico de Carajás (Tabela 2).

Tabela 2 – Ameaças à harpia (*Harpia harpyja*) no Mosaico de Carajás e no entorno, identificadas durante a Oficina de Elaboração do Programa de Conservação da Harpia no Mosaico de Unidades de Conservação de Carajás.

	Contexto Mosaico de Carajás	Contexto entorno Mosaico de Carajás
1	Supressão de vegetação (autorizado quando UC de uso sustentável)	Supressão de vegetação (algumas áreas fora do mosaico de UC com empreendimento)
2	Desmatamento	Desmatamento
3	Exploração madeireira (todas UCs do mosaico)	Exploração madeira
4	Incêndios	Incêndios
5	Caça de presas	Caça de presas
6	Caça da espécie	Caça da espécie (perseguição e abate)
7	Atropelamentos	Atropelamentos
8	Eletrocussão	Eletrocussão
9	Contaminação de presas	Contaminação de presas
10	Contaminação de recursos hídricos	Contaminação de recursos hídricos
11	Perturbação sonora	Conflito (por animais domésticos)
12	-	Ocupação desordenada das bordas do Mosaico de UCs

Após a identificação das ameaças à harpia, cada participante escolheu cinco ameaças que considerava mais negativas para a harpia no contexto do Mosaico de Carajás e do entorno. Em seguida, as escolhas foram votadas por todos (Figura 5), possibilitando assim a indicação de ações prioritárias para conservação da espécie na região.

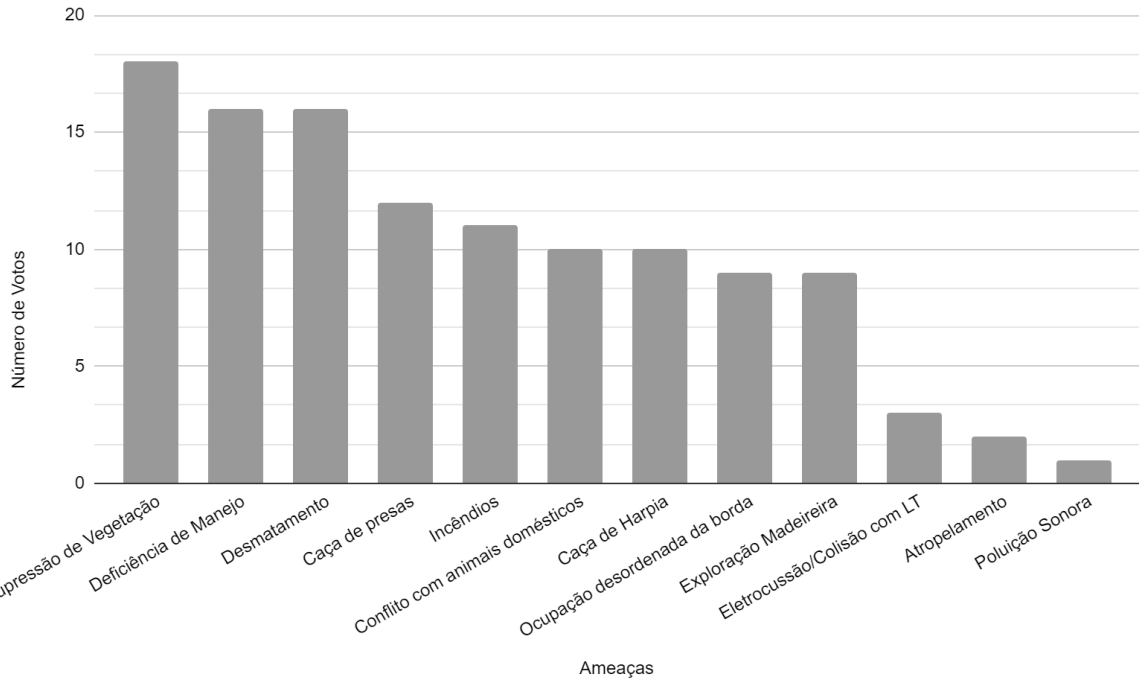


Figura 5 – Número de votos dos participantes quanto às ameaças à harpia (*Harpia harpyja*) no Mosaico de Carajás e no entorno identificadas durante a Oficina para Elaboração do Plano de Conservação da Harpia no Mosaico de UCs de Carajás. LT = linha de transmissão.

Trinta e cinco ações para enfrentar as ameaças foram identificadas, as quais subdivididas em grupos de trabalho e responsáveis pela articulação de cada ação foram identificados. As ações deverão ser executadas ao longo de seis anos. Esse período considerou o ciclo reprodutivo dos casais de harpia, que produzem um filhote a cada 2 a 3 anos em média [15][16]. Também foi considerado que os filhotes começam a voar em torno de 4 a 6 meses de idade [15][16], permanecem no território de seus pais mais dois anos recebendo cuidado parental antes de dispersar e não atingem a plumagem completamente adulta antes dos 4 a 5 anos, próximo da idade que se tornam férteis [15][17]. Dessa forma, as ações serão executadas considerando, pelo menos, dois ciclos reprodutivos da harpia. Definir ações prioritárias para a proteção de uma espécie é fundamental, pois a partir disso é possível organizar e priorizar os esforços de conservação, buscar estratégias mais eficientes, além de possibilitar uma melhor alocação de recursos e investimentos, uma vez que estes são escassos [18].

Para a ameaça relacionada à supressão vegetal, foram estabelecidas como ações de enfrentamento a elaboração de um protocolo para detecção de árvores potenciais para ninho na etapa de diagnóstico (estudo de impacto ambiental/relatório de impacto ambiental), elaboração de um protocolo para evitar, mitigar e/ou compensar os impactos ao ninho e a realização de oficinas com objetivo de elaborar um manual técnico voltado para ninhos de harpia em processos de supressão vegetal.

A deficiência de manejo foi a segunda ameaça mais votada e contou com dez ações fundamentais para enfrentá-la, sendo elas: 1) Captar recurso para a frente de conservação *ex situ* no contexto do Mosaico de Carajás; 2) Elaborar protocolo de resgate de animal removido da natureza; 3) Elaborar protocolo de reabilitação de animal removido da natureza; 4) Elaborar protocolo de destinação de animal removido da natureza; 5) Elaborar protocolo de devolução de animal à natureza; 6) Mapear os colaboradores para a criação de uma rede de apoio; 7) Estruturar uma rede

de apoio ao resgate e manejo do animal removido da natureza; 8) Elaborar acordo de cooperação técnica entre a Fundação Zoobotânica de Marabá, BioParque Vale Amazônia, ICMBio e Projeto Harpia; 9) Realizar oficina de formação para a rede de apoio ao resgate e manejo dos animais removidos da natureza; e 10) Criar uma estrutura para reabilitação de harpias. Todas essas ações objetivam resolver algumas deficiências que foram apontadas durante a oficina, como por exemplo, a inexistência de protocolos de resgate, destinação e soltura, que dificultam a conservação da harpia.

O desmatamento é uma das principais causas de perda de biodiversidade no mundo [19][20]. A harpia depende de florestas para sua sobrevivência, uma vez que se alimenta principalmente de presas arborícolas, como preguiças e macacos, e os casais nidificam em árvores emergentes no dossel e costumam voltar a mesma árvore para reprodução [21][22][3] Dessa forma, são sensíveis às modificações dos seus habitats, sendo o desflorestamento uma das modificações que vem ocorrendo com frequência. Nesse sentido, foi proposto o desenvolvimento de atividades de sensibilização e educação ambiental, envolvendo atores e iniciativas existentes no território e a necessidade de parcerias com projetos e estratégias de recuperação, restauração e conexão florestal no contexto de Carajás, buscando, assim, minimizar os impactos do desmatamento e promover a conservação desta e de outras espécies.

Outra ameaça à conservação da harpia diz respeito à caça de suas presas. A caça de vertebrados tem sido identificada como uma das principais causas da defaunação em florestas tropicais [23]. É importante considerar que a caça de animais silvestres é uma atividade ilegal no Brasil desde 1967 [24], pois a sua prática já reduziu a população de diversas espécies de animais, incluindo extinções locais [20][25]. Infelizmente, apesar da proibição, a caça continua sendo ilegalmente praticada em todo o país [26]. Além de suas presas, a harpia também é alvo de caça e perseguição, sendo mantidas em cativeiros ou sofrendo tráfico internacional. Desse modo, considerando o contexto do mosaico, as soluções propostas incluem ações de integração e valorização dos guardas florestais e brigadistas e o desenvolvimento de projetos de educação ambiental, que envolvam atores e iniciativas existentes no território, e projetos de envolvimento, formação e protagonismo da comunidade.

Já o conflito relacionado a animais domésticos e a ocupação desordenada são duas ameaças exclusivas do entorno do mosaico. Para a primeira, as ações incluem mapear a existência de conflitos da harpia com animais domésticos e buscar propostas para gestão de conflitos e realização de um diagnóstico sobre a percepção ambiental da comunidade em relação à espécie, enquanto para a segunda, a principal ação é o desenvolvimento de atividades de sensibilização e educação ambiental. Essas ações buscam reduzir os impactos que existem no entorno do mosaico e que direta ou indiretamente afetam a conservação da harpia na região.

A exploração madeireira também é uma ameaça para a harpia, uma vez que muitas das espécies de árvores usadas como locais de nidificação da harpia são utilizadas comercialmente pela venda da madeira [13][3]. Por exemplo, em outra região da Amazônia brasileira, entre 2002 e 2014, 50% dos ninhos mapeados na Flona Tapajós foram removidos pela exploração madeireira, o que demonstra o impacto dessa atividade sobre a espécie [27]. Além disso, é uma atividade que muitas vezes é realizada de forma irregular e ilegal, trazendo perda de biodiversidade [28][29]. Por isso, para enfrentar essa ameaça, as ações que devem ser cumpridas incluem integração e valorização dos guardas florestais e brigadistas, desenvolver atividades de educação ambiental, envolvendo atores e iniciativas existentes no território e a realização de diagnóstico sobre a percepção ambiental da comunidade em relação a harpia e a conservação.

Outra ameaça preocupante está relacionada à eletrocussão e linhas de transmissão, tendo em vista registros recentes de colisão de harpia com mortalidade [30]. Além disso, essa ameaça também está relacionada com a perda de habitats, considerando que a harpia pouse nos postes dos sistemas de linhas de energia como poleiros [30]. Assim, torna-se necessários ações como instalação de sinalização em linhas de transmissão próximas aos ninhos ativos (raio de 3 Km), além da realização de uma análise de risco de eletrocussão de harpia no núcleo urbano de Carajás para se obter informações detalhadas dos riscos que as linhas de transmissão trazem à conservação da espécie e buscar solucionar os problemas encontrados.

A contaminação dos recursos hídricos [31][32] e das presas [33] foram discutidas e consideradas como ameaças emergentes para a harpia na região. Assim como o potencial de atropelamentos [34] [35][36], considerando que 13% dos registros de atropelamentos da fauna na Flona de Carajás atingiram espécies de aves [35].

Apesar de não existirem evidências publicadas de que os incêndios podem afetar a reprodução da harpia, este evento, natural ou provocado, foi incluído entre as ameaças a harpia no Mosaico de Carajás. E mesmo que os focos de calor tenham sido menores dentro das áreas protegidas, as alterações climáticas aumentam a frequência dos incêndios associada com o desmatamento e degradação florestal [37][38].

A última ameaça identificada foi a poluição sonora, uma ameaça cada vez mais estudada por conta do avanço das técnicas de bioacústica e que tem sido registrada como interferindo no comportamento de diversos grupos de aves na Amazônia, inclusive relacionado à atividade de mineração [39].

Conclusão

A oficina estabeleceu um diálogo entre os diferentes atores dentro do Projeto Harpia e das outras instituições participantes, possibilitando a identificação das ameaças à conservação da harpia na região de Carajás. Isso foi importante para a indicação de ações prioritárias para conservação da espécie, uma vez que é essencial canalizar esforços, direcionar recursos e investimentos, além de estabelecer estratégias mais eficientes.

Desse modo, foram propostas 35 ações para combater as 13 ameaças à harpia reconhecidas no Mosaico de Carajás e no seu entorno. Dentre elas, pode-se destacar a necessidade de desenvolver ações de integração e valorização dos guardas florestais e brigadistas, desenvolvimento de projetos de sensibilização e educação ambiental, que envolvam atores e iniciativas existentes no território, e projetos de envolvimento, formação e protagonismo da comunidade, além de captação de recursos e elaboração de protocolos de resgate, destinação e soltura de animais removidos da natureza.

Portanto, pode-se afirmar que a oficina foi fundamental para definição de ações eficazes que minimizem os impactos que a espécie tem sofrido, além de demonstrar a importância da participação de entidades que ocupam diferentes espaços em Carajás. Ademais, espera-se que juntado esforços institucionais haja uma implementação efetiva do Programa de Conservação da Harpia no Mosaico Carajás que possibilite resolver as deficiências que foram apontadas durante a oficina, bem como o avanço das atividades do Projeto Harpia na região.

Agradecimentos

Gostaríamos de expressar nossa gratidão à Vale pela parceria, pelo apoio e pelo financiamento que viabilizou a realização da Oficina de Elaboração do Plano de Conservação da Harpia no Mosaico de Carajás.

Expressamos nossa gratidão ao Projeto Harpia e a toda sua equipe que, há mais de 20 anos, desempenha um papel fundamental na conservação da Harpia.

Agradecemos também ao apoio do Núcleo de Gestão Integrada Carajás (NGI Carajás) do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), a participação e contribuição dos representantes do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Amazônica/ICMBio, Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), Universidade Federal do Espírito Santo (UFES), Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará (UNIFESSPA), Universidade Federal Rural da Amazônia (UFRA), Universidade Federal de Minas Gerais (UFMG), Universidade Federal do Rio Grande do Sul (UFRGS) Instituto Nacional de Pesquisas da Amazônia (INPA), Instituto Tecnológico Vale (ITV), Vale (Metais básicos, Reserva Natural e Salobo), BioParque Vale Amazônia, Projeto Harpia e do Instituto Últimos Refúgios.

Referências

1. Brown E, Amadon D. Eagles, Hawks and Falcons of the World. New York. McGraw-Hill Book Co. 1968.

2. Aguiar-Silva FH, Sanaiotti TM, Srbek-Araujo AC, Jaudoin O, Siqueira G, And Santos B. Harpy Eagle sightings, traces and nesting records at the ‘‘Reserva Natural Vale,’’ a Brazilian Atlantic Forest Remnant in Espírito Santo, Brazil. Revista Brasileira de Ornitologia. 2012; 20:148–155.

3. Miranda EBP, Peres CA, Carvalho-Rocha V, Miguel BV, Lormand N, Huizinga N, et al. Tropical deforestation induces thresholds of reproductive viability and habitat suitability in Earth’s largest eagles. Sci Rep. 2021; 11(1):13048.

4. Kaizer M, Fabres B, Aguiar-Silva FH, Sanaiotti TM, Dias AR, Banhos A. The prey of the Harpy Eagle in its last reproductive refuges in the Atlantic Forest. Sci Rep. 2023; 13(1):18308. DOI: https://doi.org/10.1038/s41598-023-44014-9.

5. Ferguson-Lees J, And Christie DA. Raptors of the world. Princeton University Press, Princeton, NJ. 2001.

6. Banhos A, Hrbek T, Sanaiotti TM, Farias IP. Reduction of Genetic Diversity of the Harpy Eagle in Brazilian Tropical Forests. PLoS ONE. 2016; 11(2): e0148902. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0148902.

7. Miranda EBP, Menezes JFS, Farias CCL, Munn C, Peres CA. Species distribution modeling reveals strongholds and potential reintroduction areas for the world's largest eagle. PLoS ONE. 2019; 14(5): e0216323. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0216323.

8. BirdLife International. Harpia harpyja. The IUCN Red List of Threatened Species 2021. 2021. [Acesso em: 28 jun. 2024]. Disponível em: https://www.iucnredlist.org/species/22695998/197957213.

9. Martins FD, Castilho AF, Campos J, Hatano FM, Rolim SG. Fauna da Floresta Nacional de Carajás: estudos sobre vertebrados terrestres. São Paulo: Rona Editora. 2012.

10. Berenguer E, Armenteras D, Lees AC, Fearnside PM, Smith CC, Alencar A, Almeida C, Aragão L, Barlow J, Bilbao B, Brando P, Bynoe P, Finer M, Flores BM, Jenkins CN, Silva Junior CHL, Souza C, García-Villacorta R, Nascimento N. 2021. Chapter 19: Drivers and Ecological Impacts of Deforestation and Forest Degradation. In: Nobre C, Encalada A, Anderson E, Roca Alcazar FH, Bustamante M, Mena C, Peña-Claros M, Poveda G, Rodriguez JP, Saleska S, Trumbore S, Val AL, Villa Nova L, Abramovay R, Alencar A, Rodríguez Alzza C, Armenteras D, Artaxo P, Athayde S, Barretto Filho HT, Barlow J, Berenguer E, Bortolotto F, Costa FA, Costa MH, Cuvi N, Fearnside PM, Ferreira J, Flores BM, Frieri S, Gatti LV, Guayasamin JM, Hecht S, Hirota M, Hoorn C, Josse C, Lapola DM, Larrea C, Larrea-Alcazar DM, Lehm Ardaya Z, Malhi Y, Marengo JA, Melack J, Moraes R M, Moutinho P, Murmis MR, Neves EG, Paez B, Painter L, Ramos A, Rosero-Peña MC, Schmink M, Sist P, ter Steege H, Val P, van der Voort H, Varese M, Zapata-Ríos G (Eds). Amazon Assessment Report 2021. United Nations Sustainable Development Solutions Network, New York, USA. Disponível em: https://www.theamazonwewant.org/spa-reports/. DOI: https://doi.org/10.55161/AIZJ1133.

11. Brasil. Plano de Ação Nacional para Conservação das Aves da Amazônia ameaçadas de extinção, PAN - Aves da Amazônia. Brasília: MMA/ICMBio. 2014; 8p [Acesso em: 28 jun. 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-aves-da-amazonia/1-ciclo/pan-aves-da-amazonia-sumario.pdf.

12. Brasil. DECRETO nº 1.282, DE 19 DE OUTUBRO DE 1994 [Internet]. Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos; 1994. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/1990-1994/d1282.htm.

13. Luz BB, Aguiar-Silva FH, Sanaiotti TM. Espécies arbóreas alvo de exploração madeireira colonizadas por espécie da fauna quase ameaçada de extinção. In: Anais do 61º Congresso Nacional de Botânica. Manaus: INPA. 2010.

14. Miranda EBP, Peres CA, Marini MA, Downs CT. Harpy Eagle (*Harpia harpyja*) nest tree selection: Selective logging in Amazon forest threatens Earth's largest eagle. Biological Conservation. 2020; 250:108754. DOI: https://doi.org/10.1016/j.biocon.2020.108754.

15. Rettig, N. Breeding behavior of the Harpy Eagle (*Harpia harpyja*). Auk. 1978; 95:629–643.

16. Alvarez-Cordero E. Biology and conservation of the Harpy Eagle in Venezuela and Panamá. [tese]. University of Florida, Gainesville, FL U.S.A., 1996.

17. Oliveira MJ. Manejo reprodutivo de harpia em cativeiro no Brasil [dissertação]. Universidade Federal do Paraná, 2018.

18. Silva JMC, Dias TCAC, Cunha AC, Cunha HFA. Funding deficits of protected areas in Brazil. Land Use Policy. 2021; 100:104926. DOI: https://doi.org/10.1016/j.landusepol.2020.104926.

19. Isbell F, Balvanera P, Mori AS, He J-S, Bullock JM, Regmi GR, Seabloom EW, Ferrier S, Sala OE, Guerrero-Ramírez NR, Tavella J, Larkin DJ, Schmid B, Outhwaite CL, Pramual P, Borer ET, Loreau M, Omotoriogun TC, Obura DO, et al. Expert perspectives on global biodiversity loss and its drivers and impacts on people. Frontiers in Ecology and the Environment. 2022; 21, 94–103. DOI: https://doi.org/10.1002/fee.2536.

20. Moura NG, Lees AC, Aleixo A, Barlow J, Dantas SM, Ferreira J, Lima Mde F, Gardner TA. Two hundred years of local avian extinctions in eastern Amazonia. Conserv Biol. 2014; (5):1271-81. DOI: https://doi.org/10.1111/cobi.12300.

21. Vargas-González JJ, & Vargas HF. Nesting density of Harpy Eagles in Darien with population size estimates for Panama. Journal of Raptor Research. 2011; 45: 199-210.

22. Aguiar-Silva FH, Sanaiotti TM, Luz BB. Food habits of the harpy eagle, a top predator from the amazonian rainforest canopy. J of Raptor Research. 2014; 48(1):24–35. DOI: https://doi.org/10.3356/JRR-13-00017.1

23. Osuri AM, Mendiratta U, Naniwadekar R, Varma V, Naeem. Hunting and Forest Modification Have Distinct Defaunation Impacts on Tropical Mammals and Birds. Front. Frontiers in Forests and Global Change. 2020; 2:87. DOI: https://doi/10.3389/ffgc.2019.00087.

24. Brasil. LEI nº 5.197, DE 3 DE JANEIRO DE 1967 [Internet]. Presidência da República Casa Civil Subchefia para Assuntos Jurídicos; 1967. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/leis/l5197.htm

25. de Andrade ERM, Gadelha JR, de Nazaré MDS, da Silva APJ, Pontes ARM. Diversity, abundance and the impact of hunting on large mammals in two contrasting forest sites in northern Amazon. Wildlife Biol. 2015; 21(3):234-45. DOI: https://doi.org/10.2981/wlb.00095.

26. Júnior PCB, Guimarães DA, Pendu YL. Non-legalized commerce in game meat in the Brazilian Amazon: a case study. Rev Biol Trop. 2010; 58(3):1079-88.

27. Aguiar-Silva FH, Luz BB, Sanaiotti TM, Jaudoin O, Matos SP. Ameaça e Conservação das aves de rapina de grande porte na Floresta Nacional do Tapajós e Entorno. Anais do 2 Seminário de Pesquisa Científica da Floresta Nacional do Tapajós; 20-21 nov 2014; Santarém: UFOPA. 2014; 23-33.

28. Andrade MBT, Ferrante L, Fearnside PM. Brazil's Highway BR-319 demonstrates a crucial lack of environmental governance in Amazonia. Environmental Conservation. 2021; 161-164. DOI: https://doi.org/10.1017/S0376892921000084.

29. Paiva PFPR, de Lourdes Pinheiro Ruivo M, da Silva Júnior OM et al. Deforestation in protect areas in the Amazon: A threat to biodiversity. Biodivers. Conserv. 2020; 29: 19–38. DOI: https://doi.org/10.1007/s10531-019-01867-9.

30. Gusmão AC, Degra D, Silva OD, Souza LS, Frota AVB, Tuyama CA, Tuyama MC, Costa TM, Dalbem AP, Barnett AA, Aguiar-Silva FH, Filho MS. Power lines as a threat to a canopy predator: electrocuted Harpy Eagle in southwestern Brazilian Amazon. J Threat Taxa. 2020; 12(13):16904–8. DOI: https://doi.org/10.11609/jott.6198.12.13.16904-16908.

31. Correa H, Antunes IMHR, Reis APM. Surface Water on the Influence of the Carajás Mineral Province (Brazil) – Consequences to an Indigenous Community. In: Stanley P, Wolkersdorfer Ch, Wolkersdorfer K (eds.) Mine Water Management for Future Generations. Natural Resources Wales, The Coal Authority, Welsh Government, Cardiff University. 2021; p. 97 – 102.

32. Lima MW, Pereira WVS, Souza ES, Teixeira RA, Palheta DC, Faial KCF, Costa HF, Fernandes AR. Bioaccumulation and human health risks of potentially toxic elements in fish species from the southeastern Carajas Mineral Province, Brazil. Environmental Research. 2022; 204:112024.

33. Ardente NC, Ferreguetti AC, Gettinger D, Leal P, Mendes-Oliveira AC, Martins-Hatano F, Bergallo HG. Diversity and Impacts of Mining on the Non-Volant Small Mammal Communities of Two Vegetation Types in the Brazilian Amazon. PLoS ONE. 2016; 11(11): e0167266. DOI: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0167266.

34. Banhos A, Fontes BL, Yogui DR, Alves MH, Ardente NC, Valls R, Barreto LM, Damásio L, Ferreguetti AC, Carvalho AS, Schettino VR, Santos AR, Bergallo HG, Srbek-Araujo AC, Medici EP, Canena A, DesbieZ ALJ. Highways are a threat for giant armadillos that underpasses can mitigate. Biotropica. 2020; 52(3):421–6.

35. Carvalho AS. Compreender para conservar: um estudo sobre os atropelamentos de fauna na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil [tese]. Rio de Janeiro: Universidade do Estado do Rio de Janeiro; 2015. 171 f.

36. Gumier-Costa F, Sperber C. Atropelamentos de vertebrados na Floresta Nacional de Carajás, Pará, Brasil. Acta Amazonica. 2009; 39.

37. Cavalcante RBl, Souza BM, Ramos SJ, Gastauer M, Nascimento WR, Caldeira CF, Souza-Filho PWM. 2021. Assessment of fire hazard weather indices in the eastern Amazon: a case study for different land uses. Acta Amazonica. 2021; 51: 352-362. DOI: https://doi.org/10.1590/1809-4392202101172.

38. Silveira MVF, Petri CA, Broggio IS, Chagas GO, Macul MS, Leite CCSS, Ferrari EMM, Amim CGV, Freitas ALR, Motta AZV, et al. Drivers of Fire Anomalies in the Brazilian Amazon: Lessons Learned from the 2019 Fire Crisis. Land. 2020; 9(12):516. DOI: https://doi.org/10.3390/land9120516

39. Alvarez-Berríos N, Campos-Cerqueira M, Hernández-Serna A, Amanda Delgado CJ, Román-Dañobeytia F, Aide TM. Impacts of Small-Scale Gold Mining on Birds and Anurans Near the Tambopata Natural Reserve, Peru, Assessed Using Passive Acoustic Monitoring. Tropical Conservation Science. 2016; 9(2):832-851. DOI:10.1177/194008291600900216

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Checklist da flora fanerógama do sudeste do Pará

Bernardo Tomchinsky[1,*]
https://orcid.org/0000-0001-5146-281X
*Contato principal

Caroline Lima dos Anjos[1]
https://orcid.org/0009-0001-1766-196X

Clarissa Mendes Knoechelman[1]
https://orcid.org/0000-0003-3544-3701

Keid Nolan Silva Souza
https://orcid.org/0000-0002-1152-1923

Marcela Karina Lima Matos[1]

Rayane Oliveira da Silva[1]

Leilane Paula Martins Teles[1]

[1] Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, Instituto de Estudos em Saúde e Biológicas, Laboratório de Botânica e Ecologia, Marabá/PA, Brasil. <btomchinsky@unifesspa.edu.br, karolynneanjos@gmail.com, clarissa@unifesspa.edu.br, keid.sousa@unifesspa.edu.br, marcelakarinamk@gmail.com, rayaneosilva3@gmail.com, leilane.paula@unifesspa.edu.br>.

Recebido em 02/10/2024 - Aceito em 01/02/2025

Como citar:

Tomchinsky B, Anjos CL, Knoechelman CM, Souza KNS, Matos MKL, Silva RO, Teles LPM. Checklist da flora fanerógama do sudeste do Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 120-135. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2479

Palavras-chave: Amazônia; biodiversidade; flora; inventário florístico.

RESUMO – Este trabalho objetivou levantar as espécies de fanerógamas do sudeste do Pará para compreender a diversidade regional e a distribuição do conhecimento sobre a flora na região e identificar espécies ameaçadas e raras. Foram levantadas 4.760 espécies de angiospermas e 14 espécies de gimnospermas com ocorrência nos municípios do sudeste do Pará. Das 172 famílias identificadas, as mais relevantes em número de espécies foram Fabaceae, Orchidaceae, Poaceae e Rubiaceae, semelhante a outras regiões da Amazônia. Quanto à origem, 92,8% são nativas do Brasil, 85,9% são naturais da Amazônia, 49,4% do Cerrado, e 42,7% do Mata Atlântica, sugerindo uma vegetação conservada de transição entre os biomas. A maior parte das espécies (93%) não possuem dados sobre a conservação, enquanto 49 estão ameaçadas, 816 são endêmicas do Brasil e 95 endêmicas do estado do Pará. Há mais informações disponíveis sobre unidades de conservação (Carajás, Serra das Andorinhas e Tucuruí) e regiões com grandes empreendimentos (Carajás, Tucuruí e Paragominas). Apenas quatro municípios possuem mais de 1 amostra por km^2 e 29 possuem menos de 0,1 coletas por km^2. Com esses dados, são apontadas lacunas no conhecimento que podem ser superadas com a criação de novas coleções na região e o levantamento sistemático em áreas menos amostradas, com atenção a grupos taxonômicos diversos e pouco coletados, além da necessidade de estudos sobre o estado de conservação de plantas não avaliadas.

CC BY NC ND

Checklist of the phanerogamic flora of southeastern Pará

Keywords: Amazon; biodiversity; flora; floristic studies.

ABSTRACT – This work aimed to survey the species of flowering plants in Southeastern Pará, to understand regional diversity, identify threatened and rare species, and comprehend the distribution of knowledge about flora in the region. A total of 4,760 species of angiosperms and 14 species of gymnosperms were listed. Among the 172 identified families, the most relevant in terms of species number are Fabaceae, Orchidaceae, Poaceae, and Rubiaceae, similar to other regions of the Amazon. Regarding origin, 92.8% are native to Brazil, 85.9% are natural to the Amazon, 49.4% to the Cerrado, and 42.7% to the Atlantic Forest, suggesting vegetation conserved in its composition with connections between biomes. The majority of species (93%) have no conservation data, while 49 are threatened, 816 are endemic to Brazil, and 95 are endemic to the state of Pará. More information is available in conservation units (Carajás, Serra das Andorinhas, and Tucuruí) and areas with large mineral and hidreletric projetcs (Carajás, Tucuruí, and Paragominas). Only four municipalities have more than 1 sample per km2, and 29 have less than 0.1 collections per km2, indicating the need for further studies. With this data, gaps in knowledge are identified that can be addressed by creating new collections in the region and systematically surveying less sampled areas, paying attention to diverse and under-collected taxonomic groups, as well as the need for studies on the conservation status of unassessed plants.

Checklist de la flora fanerogámica del sureste del Pará

Palabras-clave: Amazônia; biodiversidad; flora; inventario florístico.

RESUMEN – Este trabajo tuvo como objetivo levantar las especies de fanerógamas del Sudeste de Pará para comprender la diversidad regional y la distribución del conocimiento sobre la flora en la región, así como identificar especies amenazadas y raras. Se registraron 4.760 especies de angiospermas y 14 especies de gimnospermas en los municipios del Sudeste de Pará. De las 172 familias identificadas, las más relevantes en número de especies fueron Fabaceae, Orchidaceae, Poaceae y Rubiaceae, similar a otras regiones de la Amazonía. En cuanto a la procedencia, el 92,8% son nativas de Brasil, el 85,9% son naturales de la Amazonía, el 49,4% del Cerrado y el 42,7% de la Mata Atlántica, sugiriendo una vegetación conservada de transición entre los biomas. La mayor parte de las especies (93%) no cuenta con datos sobre su conservación, mientras que 49 están amenazadas, 816 son endémicas de Brasil y 95 endémicas del estado de Pará. Hay más información disponible sobre unidades de conservación (Carajás, Serra das Andorinhas y Tucuruí) y regiones con grandes emprendimientos (Carajás, Tucuruí y Paragominas). Solo cuatro municipios tienen más de 1 muestra por km² y 29 tienen menos de 0,1 colectas por km². Con estos datos, se señalan lagunas en el conocimiento que pueden ser superadas con la creación de nuevas colecciones en la región y el levantamiento sistemático en áreas menos muestreadas, prestando atención a grupos taxonómicos diversos y poco recolectados, además de la necesidad de estudios sobre el estado de conservación de plantas no evaluadas.

Introdução

Estudos sobre o estado do conhecimento da biodiversidade em determinada área são importantes para delimitar o conhecimento existente, contribuindo para estabelecer áreas ou táxons prioritários para novos estudos, além de servir de base para outros estudos de sistemática, ecologia, evolução, biogeografia, conservação, etnobotânica, bioprospecção, reflorestamento, paisagismo, entre outros [1].

A região Amazônica compreende a maior floresta tropical do mundo, abrigando grande biodiversidade, incluindo espécies raras, endêmicas e ameaçadas. Estima-se que exista na bacia Amazônica

CC BY NC ND

entre 11 e 14 mil espécies de plantas, número próximo às 12,2 mil plantas descritas na Amazônia brasileira [1] [2] [3] [4].

Atualmente, são conhecidas apenas 70% das 16 mil espécies que vêm a existir no bioma, sendo prioritário o investimento em novos estudos da flora [5] [6]. Existe um fator metodológico que deve ser considerado sobre a diversidade de espécies ao longo da Amazônia relacionado ao conhecimento e à quantidade de estudos realizados em cada região. Áreas de mais fácil acesso, próximas de grandes cidades e centros de pesquisa, são mais bem estudadas gerando uma estimativa distorcida da diversidade real [7] [8].

Apesar dessa dimensão, é importante compreender a Amazônia como um bioma heterogêneo composto de diferentes ecossistemas e composições florísticas [1] [9]. São vários os fatores que podem estar relacionados com a diversidade e distribuição de espécies na Amazônia como pluviosidade, solo, temperatura, bacias hidrográficas, mudanças climáticas, altitude, influência antropogênica e interações ecológicas com dispersores e polinizadores [10].

Nesse contexto, na Amazônia Oriental o sudeste do Pará ocupa uma área de transição entre o bioma Amazônia e Cerrado, drenado por diferentes bacias hidrográficas, com longa ocupação humana, por populações originárias e diferentes frentes de expansão econômica. Durante esses diferentes ciclos econômicos (extrativismo vegetal, caça, garimpo, mineração e agropecuária), a região está inserida dentro do arco do desmatamento, com taxa de desflorestamento correspondente a 48% do território e alguns municípios, alcançando mais de 90% do território desmatado. Os maiores remanescentes de vegetação nativa conservada estão dentro de terras indígenas e unidades de conservação (UCs) que apresentam taxas de desmatamento média inferiores ao entorno [11].

Nos 39 municípios da mesorregião, existem 26 UCs de diferentes categorias que protegem 10,6% do território (30.195,36 km^2), e 26 territórios indígenas reconhecidos nos municípios do sudeste do Pará que protegem 17,9 % (54.700,99 km^2), totalizando 28,5% do território do sudeste paraense com algum tipo de proteção [12] [13].

A degradação ambiental pode estar relacionada a mudanças no uso do solo para agropecuária, mineração, garimpo urbanização e grandes projetos (hidrelétricas, rodovias, ferrovias e barragens), processos que se intensificaram na região a partir da década de 1970 [14]. Em outro processo associado a degradação ambiental, a mudança climática pode representar grande ameaça a flora regional, sobretudo as espécies sensíveis, endêmicas e raras [15].

Dessa maneira, considerando a dimensão do território e a diversidade de ambiental no Sudeste do Pará, seria esperada a ocorrência de grande número de espécies vegetais na região, incluindo endêmicas, raras e ameaçadas, que devem ser conhecidas, estudadas, conservadas e protegidas. Logo, o objetivo deste trabalho é compreender a biodiversidade de plantas fanerógamas no sudeste do Pará, identificando localidades com maior e menor biodiversidade assim como áreas de maior e menor esforço amostral.

Materiais e métodos

Região do estudo

O sudeste do Pará, região política delimitada por 39 municípios na Amazônia Oriental, possui uma área de 2,97 mil km^2 e faz fronteira ao sul com o estado do Mato Grosso e a leste com os estados do Maranhão e Tocantins. Esse vasto território é drenado pelas bacias do Xingu-Fresco, a leste, Araguaia-Tocantins e seus afluentes, em seu eixo central, além das bacias do rio Pacajá-Amazonas no Norte, e rios Capim-Guamá, Mojú-Acará-Guajará e Guaporé, a leste [16] [17].

O clima é definido como tropical, com precipitação anual entre 1500-2200 mm, em área de transição entre tropical equatorial (Af), tropical de monção (Am) e tropical de savana (Aw), segundo classificação Koppen-Geiger e umidade relativa do ar entre 98% e 52% ao longo do ano, e a temperatura média da região é de 26,5°C, com máximas de 33°C e mínimas de 23°C, para os municípios de Marabá e Parauapebas, como referências [18].

Compreende-se que o clima atual se estabilizou na região a partir do final do pleistoceno, com o aumento da umidade e a expansão da floresta tropical sobre uma vegetação de savana [19] [20]. Na Serra dos Carajás, o clima teria passado por ao menos quatro períodos de maior aridez entre 60 e 11 mil anos atrás, sugerindo que a atual floresta se estabiliza a partir do início do Holoceno [21] [22]. Mudanças do clima e do relevo são importantes fatores de especiação e distribuição de espécies na Amazônia [23] [24].

CC BY NC ND

Geologicamente, a região é constituída por formações cristalinas do Xingu e Itacaiúnas, e depósitos sedimentares na depressão do Médio Tocantins [25]. A altitude média é inferior a 100 m nas planícies próximas aos leitos dos grandes rios, com maiores altitudes ao Sul, no interflúvio Xingu-Araguaia, na Serra das Andorinhas e na Serra dos Carajás onde há elevações de até 800 m.

A região está em uma área de transição entre a Amazônia e o Cerrado, com formações florestais típicas destes dois biomas. Originalmente, a vegetação predominante era caracterizada como floresta ombrófila densa e aberta, com manchas de vegetação de cerrado ao sul e leste, e floresta estacional semidecídua em um pequeno trecho ao sul.

Outras formações típicas presentes são áreas de influência aluvial e lacustre, savana metalófila (cangas), cipozais, castanhais, babaçuais e cocais, além de áreas degradadas ou com vegetação secundária, com predomínio de vegetação antropizadas, pastagens, cultivos e capoeiras ou juquiras [26].

Metodologia

A lista de espécies foi elaborada a partir de dados obtidos em herbários regionais – Herbário da Casa da Cultura de Marabá (FCCM) e Herbário da Vale (HCJS) junto a seus curadores, na rede *SpeciesLink* [27], estudos de impacto ambiental (EIA-RIMA) de empreendimentos licenciados pelo IBAMA e Semas-Pará, artigos científicos, dissertações e teses, planos de gestão de UCs, livros, comunicações científicas e outras fontes disponíveis (Tabela 1).

Tabela 1 – Referências sobre ocorrência de plantas no sudeste do Pará consultadas

Tipo de referência	Quantidade de fontes consultadas	Observação - fonte
Herbário virtual (*Species Link*)	39 buscas – com os municípios do SE do Pará (2019) – total de 32 mil referências	Filtragem para cada um dos municípios *Species Link* - herbário virtual
Estudos de impacto ambiental	19 EIA-RIMA	Semas-Pará e IBAMA
Artigos científicos	212 artigos	Apenas em revista da área de botânica e com revisão por pares
Dissertação e tese	9 dissertações	Apenas trabalhos na área de botânica sistemática e taxonomia sobre a região
Plano de manejo	5 Planos de manejo	Das UCs da mesorregião: FLONACA, FLONATA, PESAM, APAIG, REBIO Tapirapé
Livros	5 livros	Diversos
Outras	2 relatórios; 5 resumos	Resumos, revistas não indexadas etc.
Total de referências	296 referências e 39,5 mil citações	

Os dados levantados foram organizados em planilhas com colunas sobre: família, espécie, nome popular, município, localidade, vegetação, outras informações e referência utilizada (Anexo 1). Foi realizado um esforço para padronizar a localização das coletas, considerando processos de emancipação dos municípios da região ao longo dos anos e coletas antigas sem dados precisos de localização.

Duplicatas depositadas em diferentes coleções ou repetidas em artigos foram eliminadas da tabela, priorizando a fonte primária. Foi feita a atualização dos nomes científicos e famílias botânicas conforme *Angiosperm Phylogeny Group* IV [28] a partir de consultas na Flora e Funga do Brasil [4] Trópicos [29] e World Flora Online [30].

Nomes populares foram adotados conforme as informações disponíveis nas fontes consultadas. A origem (nativa, exótica e naturalizada) e distribuição das plantas nos biomas do Brasil (Amazônia, Caatinga, Cerrado, Mata Atlântica, Pantanal e Pampas) foram determinadas com a Flora do Brasil (FFB) [4], *Specieslink* [27] e Trópicos [29]. O endemismo das espécies no Brasil e no estado do Pará foi determinado com os dados disponíveis na Flora do Brasil [4] e através de mapas de coletas obtidos no *Specieslink* [27].

A categoria de conservação de cada espécie: Pouco Preocupante (*Least Concern* – LC); Quase Ameaçada (*Near Threatened* – NT); Vulnerável

(*Vulnerable* – VU); Em Perigo (*Endangered* – EN); Criticamente em Perigo (*Critically Endangered* – CR); Extinta na Natureza (*Extinct in the Wild* – EW); Extinta (*Extinct* – EX); Dados insuficientes (DD); não aplicável (NA) e sem dados (NE), foi obtida na base de dados da Flora do Brasil [4] e Centro Nacional de Conservação da Flora [31] conforme as categorias adotadas pela União Internacional para a conservação da Natureza [32]. O manejo de cada planta foi classificado em silvestre, manejada ou cultivada, de acordo com a FFB [4].

Os dados das espécies levantadas foram organizados em tabela e filtrados por espécie, gênero, família e localidade para o cálculo de citações, diversidade, distribuição e esforço amostral. Existem fatores que limitam os resultados de *checklist* a partir de dados secundários, como a necessidade de verificar as referências e possíveis identificações erradas [1]. Como não foram acessados os dados originais para verificar a identificação de cada citação, foi realizado um esforço para categorizar a qualidade das informações.

Para avaliar a confiabilidade sobre a ocorrência e identificação das espécies, foram atribuídos pontos positivos para fatores considerados bons indicadores: i) número de coletas maior que a média; ii) informação publicada em revista científica de prestígio na área de botânica (ex. Acta Botânica, Acta Amazonica, Rodriguésia, Anais da Acadêmica Brasileira de Ciências e Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi) ou dissertação/tese na área de taxonomia; iii) espécie cultivada; iv) conhecimento prévio dos autores através de coletas pretéritas; v) ocorrência natural no estado do Pará; e vi) ocorrência natural nos biomas Amazônia e Cerrado. Da mesma forma, foi considerado como fator negativo para confirmar a ocorrência: i) espécies que não ocorrem naturalmente no Brasil.

Resultados e Discussão

Diversidade da flora

A partir das fontes consultadas, foram levantadas 39.540 citações sobre plantas com flores e frutos com ocorrência nos municípios do sudeste do Pará, correspondente a 4.760 espécies de angiospermas e 14 espécies de gimnospermas. Do total, 1.076 citações a foram identificadas apenas até o nível de família ou gênero.

As 4.774 espécies de plantas fanerógamas (plantas que se reproduzem por sementes: Angiospermas e Gimnospermas) com ocorrência no sudeste do Pará representam cerca de 13,4% da flora do Brasil, ou 40% da flora registrada para a Amazônia Brasileira [4]. Por comparação, no mundo são descritas mais de 350 mil espécies de plantas; na Pan-Amazônia, 14 mil espécies; na Amazônia brasileira, 12 mil espécies; no Brasil 35,7 mil espécies; no estado do Pará são 8,3 mil espécies; para a Canga de Carajás, fitofisionomia única com ocorrência na região, são 856 espécies de fanerógamas (Tabela 2).

Tabela 2 – Biodiversidade da flora no mundo, Brasil, Amazônia, Carajás e sudeste do Pará

Território	Quantidade de espécies e referências
Mundo (510.100 mil km² - Superfície terrestre)	350.699 espécies [30] 314.600 espécies [33]
Amazônia (8.475 mil km² – Pan-Amazônia)	11 mil espécies arbóreas na Pan Amazônia [2] [3] 14 mil espécies na Pan Amazônia [34] 12 mil plantas na Amazônia brasileira [4]
Brasil (8.516 mil km²)	50.036 espécies (nativas, cultivadas e naturalizadas), sendo 4.993 Algas, 35.589 Angiospermas, 1.610 Briófitas, 6.323 Fungos, 116 Gimnospermas e 1.405 Samambaias ou Licófitas [4]
Estado do Pará (1.248 mil km²)	8.352 espécies [4]
Carajás (Formação de Cangas)	856 espécies de fanerógamas [35] 186 espécies de Pteridófitas (samambaias) [36] 89 Briófitas (musgos e hepáticas) [37]
Sudeste do Pará (297,3 mil km²)	4.774 espécies fanerógamas (4760 Angiospermas e 14 Gimnospermas) [4]

Famílias botânicas no sudeste do Pará

As 4.774 espécies de fanerógamas levantadas até o nível de espécie pertencem a 172 famílias botânicas que correspondem a cerca de 45,9% das 375 famílias descritas no Brasil, ou 41,3% das 416 famílias que existem em todo o mundo [4] [38]; sendo mais que as 140 famílias de árvores encontradas na Pan-Amazônia [3]. Essa diferença que pode estar relacionada à inclusão de espécies e famílias não arbóreas no presente levantamento.

Em número de espécies, as famílias mais relevantes foram Fabaceae, com 585 espécies, Orchidaceae (279), Poaceae (253), Rubiaceae (202), Cyperaceae (157), Melastomataceae (139), Euphorbiaceae (122), Malvaceae (120), Bignoniaceae (118), Asteraceae (102) e Lauraceae (102) (Tabela 3).

Esse quantitativo pode estar relacionado com a alta diversidade das famílias, biomas avaliados, áreas de coleta e interesse dos pesquisadores. Há trabalhos específicos publicados na região sobre Orchidaceae, Cyperaceae e Malvaceae [39] [40]; Fabaceae, Rubiaceae, Lauraceae, Orchidaceae, Euphorbiaceae, Poaceae e Melastomataceae aparecem com frequência entre a famílias mais diversas e dominantes em trabalhos na Amazônia [1] [2] [3] [41], o que sugere que a composição da flora regional é semelhante à de outras regiões da Amazônia em relação às famílias mais diversas.

Poaceae, Cyperaceae e Asteraceae são geralmente plantas de pequeno porte e heliófilas, frequentes em áreas de Cerrado (PESAM), de Canga (Carajás) ou antropizadas [35] [42]; por outro lado espécies, arbóreas costumam ser mais bem amostradas em levantamento fitossociológicos realizados para estudos de impacto ambiental e em áreas de floresta ombrófila densa ou aberta, o que pode influenciar na quantidade de espécies dessas famílias nos trabalhos considerados.

Tabela 3 – Famílias com mais espécies identificadas no sudeste do Pará

Família	Quantidade de espécies	% da flora do Sudeste do Pará
Fabaceae	585	12,40%
Orchidaceae	279	5,90%
Poaceae	253	5,30%
Rubiaceae	202	4,30%
Cyperaceae	157	3,30%
Melastomataceae	139	2,90%
Euphorbiaceae	122	2,60%
Malvaceae	120	2,50%
Bignoniaceae	118	2,50%
Asteraceae e Lauraceae	102	2,20%
Myrtaceae	98	2,10%

Entre os gêneros com mais espécies citadas estão *Miconia* (52 espécies), *Inga* (46), *Paspalum* (46), *Pouteria* (46), e *Solanum* (46), semelhante ao trabalho de Cardoso et al. (2017) e aos gêneros hiperdominantes da Amazônia [2] (Tabela 4). Entre os 20 gêneros mais diversos levantados, dez correspondem a grupos de espécies não arbóreas, mostrando a importância destes grupos (herbáceas, arbustivas e epífitas) para estudos sobre a diversidade da flora na região.

Tabela 4 – Gêneros com mais espécies indicadas para o sudeste do Pará

Gênero	Quantidade de espécies
Miconia	52
Inga, Paspalum, Pouteria e Solanum	46
Piper	43
Protium e Ocotea	39
Cyperus	38
Rhynchospora, Mimosa, Ficus, Myrcia, e Palicourea	36
Eugenia	34
Ipomoea e Passiflora	25
Annona, Philodendron, e Epidendrum	24
Scleria, Croton, e Utricularia	23

Entre as espécies mais referenciadas, destacam-se *Myrcia splendens* (Sw.) DC. (79 citações), *Protium altissimum* (Aubl.) Marchand (78), *Pilocarpus microphyllus* Stapf ex Wardlew (75), *Guatteria punctata* (Aubl.) R.A.Howard (74), *Hymenaea courbaril* L. (74), *Casearia javitensis* Kunth (74) e *Caryocar villosum* (Aubl.) Pers. (73) (Tabela 5). Esses valores podem estar relacionados com a frequência que ocorrem, com os ambientes estudados, ou com os objetivos dos trabalhos considerados.

Algumas espécies são mal amostradas pela dificuldade de coleta e herborização, seja pelo porte, presença de acúleos, folhas grandes e frutos duros (palmeiras), altura (epífitas e parasitas), ou de ambientes aquáticos [1]. Levantamentos fitossociológicos em florestas ombrófilas, uma das principais fontes de informação deste levantamento, amostram apenas plantas lenhosas com mais de 5 cm de diâmetro à altura do peito, limitando a coleta de plantas herbáceas.

Tabela 5 – Espécies mais referenciadas para o sudeste do Pará

Espécie	Quantidade de citações
Myrcia splendens (Sw.) DC – Myrtaceae	79
Protium altissimum (Aubl.) Marchand - Burseraceae	78
Pilocarpus microphyllus Stapf ex Wardlew. - Rutaceae	75
Guatteria punctata (Aubl.) R.A.Howard - Annonaceae; *Hymenaea courbaril* L.- Fabaceae; *Casearia javitensis* Kunth – Salicaceae	74
Caryocar villosum (Aubl.) Pers. - Caryocaraceae	73
Miconia sp.; *Micropholis melinoniana* Pierre	68
Aeschynomene sensitiva P. Beauv. - Fabaceae	66
Cenostigma tocantinum Ducke – Fabaceae	65
Aeschynomene fluvialis L.L.C. & Silva, M.J. - Fabaceae; *Dialium guianense* (Aubl.) Sandwith – Fabaceae	64
Enterolobium schomburgkii (Benth.) Benth. - Fabaceae; *Simarouba amara* Aubl. – Simaroubaceae	63
Tapirira guianensis Aubl. – Annonaceae	62

Origem

Quanto à origem das espécies levantadas, 92,79% são nativas do Brasil, 3,61% são exóticas e 3,51% são naturalizadas (Tabela 6). Esse dado sugere um ambiente conservado; entretanto, observando outras espécies frequentes na região e cultivadas como ornamentais ou alimentícias, mas não coletadas ou citadas nos trabalhos consultados, parece haver uma subamostragem de espécies exóticas e naturalizadas. Entre os trabalhos fitossociológicos consultados, a maior parte foi realizada em área com vegetação nativa e conservada e floresta ombrófila, fazendo pouca menção a áreas antropizadas ou cultivadas.

É necessário considerar que há espécies nativas que são cultivadas, manejadas ou domesticadas que ocorrem no sudeste do Pará, de modo que apenas a presença de espécies nativas do Brasil não é um indicativo suficiente sobre a conservação dos ecossistemas da região.

Tabela 6 – Origem das plantas vasculares do sudeste do Pará (Angiospermas + Gimnospermas)

Origem	Quantidade de espécies	%
Nativa	4.415	92,79%
Exótica	172	3,61%
Naturalizada	167	3,51%
não resolvido	3	0,06%
Total	4.760	100%

Quanto às espécies naturalizadas, deve-se ter atenção com a frequência que ocorrem e se são invasoras agressivas representando alguma ameaça a flora nativa [43]. Atualmente, no sudeste do Pará, as áreas de pastagens cultivadas com espécies naturalizadas (ex. Brachiaria sp. e Panicum sp.) são mais extensas que os remanescentes de florestas nativas [44].

Outra atividade com grande impacto ambiental presente no sudeste do Pará é a mineração (industrial e garimpo), que, através da transformação das paisagens em áreas de extração, pilhas de material estéril, barragens de rejeitos ou áreas de suporte, cria paisagens que favorecem o crescimento de espécies espontâneas e naturalizadas, com potencial para se tornarem invasoras [45].

Das 4.774 espécies nativas e naturalizadas com dados disponíveis na FBB (2023) 4.089 (85,9%) são classificadas como natural da Amazônia, 2.352 (49,4%) são naturais do Cerrado, 2.033 (42,7%) da Mata Atlântica, 1.376 (28,9%) da Caatinga, 687 (14,4%) do Pantanal e 502 (10,6%) dos Pampas, muitas delas compartilhando diferentes biomas.

Com esses dados é possível avaliar que as espécies que ocorrem no sudeste do Pará não são exclusivas da Amazônia, caracterizando uma área de transição entre a Amazônia e o Cerrado, considerando que apenas 279 espécies levantadas não ocorrem naturalmente em um destes biomas. Espécies cosmopolitas, que ocorrem em mais de um bioma, são frequentes e explicam a existência de espécies na região que também ocorrem no Pampa e Caatinga.

O sudeste do Pará está na Amazônia oriental, com manchas de Cerrado e conexões ecológicas estabelecidas entre a Amazônia e Cerrado através das bacias hidrográficas Gurupi, Araguaia-Tocantins e Xingu-Fresco [46]. A Mata Atlântica possui conexões históricas com a Amazônia, em períodos de maior umidade quando a floresta era mais extensa, exemplificando algumas relações existentes entre os biomas na região [47].

Outro fator que pode explicar a presença de espécies sem ocorrência natural no Cerrado e na Amazônia na região é a introdução e cultivo de espécies exóticas da Amazônia, como *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze, *Butia capitata* (Mart.) Becc. e *Euterpe edulis* Mart., além de possíveis identificações botânicas equivocadas.

Para a discussão sobre a caracterização dos biomas existentes no sudeste do Pará através da flora, é interessante identificar espécies indicadoras com ocorrência restrita a determinadas fitofisionomias, como a castanheira (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) e o cajuí (*Anacardium giganteum* Loudon ex Steudel) da Amazônia ou a mangaba (*Hancornia speciosa* Gomes) e o pequi (*Caryocar brasiliense* Cambess.) do Cerrado.

Conservação e endemismo

Das 4.758 espécies no sudeste do Pará, a grande maioria (93,17%) não possui dados consolidados (NE) sobre seu estado de conservação disponível da FFB, 227 possuem status menos preocupante (LC), 22 estão quase ameaçadas (NT), 27 são vulneráveis (VU), 20 estão em perigo (EN) e cinco criticamente em perigo (CR) (Quadro 1) [4].

Quadro 1 – Espécies vegetais ameaçadas com ocorrência no sudeste do Pará

CR – Criticamente em perigo (6)
Euxylophora paraensis Huber, *Setaria parviflora* (Poir.) Kerguélen, *Mimosa skinneri* var. *carajarum* Barneby, *Mimosa skinneri* Benth., *Jacaranda carajasensis* A.H.Gentry, *Monogereion carajensis* G.M.Barroso & R.M.King
EN – Em perigo (20)
Griffinia gardneriana (Herb.) Ravenna, *Araucaria angustifolia* (Bertol.) Kuntze*, *Lessingianthus souzae* (H.Rob.) H.Rob., *Ipomoea cavalcantei* D.F. Austin, *Hypolytrum paraense* M. Alves & W.W. Thomas, *Sloanea obtusifolia* (Moric.) Schum., *Erythroxylum nelson-rosae* Plowman, *Vouacapoua americana* Aubl., *Ocotea tabacifolia* (Meisn.) Rohwer, *Cariniana legalis* (Mart.) Kuntze, *Trichilia micropetala* T.D.Penn., *Virola bicuhyba* (Schott ex Spreng.) Warb., *Cyrtopodium poecilum* Rchb.f. & Warm., *Axonopus carajasensis* Bastos, *Pilocarpus microphyllus* Stapf ex Wardlew., *Pouteria virescens* Baehni, *Cissus appendiculata* Lombardi; *Paspalum cangarum* C.O. Moura, P.L. Viana & R.C. Oliveira; *Peperomia albopilosa* D. Monteiro; *Peperomia pseudoserratirhachis* D. Monteiro
VU – Vulnerável (27)
Heteropsis flexuosa (Kunth) G.S.Bunting, *Butia capitata* (Mart.) Becc.*, *Euterpe edulis* Mart.*, *Chronopappus bifrons* (DC. ex Pers.) DC., *Pleonotoma bracteata* A.H.Gentry, *Zeyheria tuberculosa* (Vell.) Bureau ex Verl., *Ipomoea carajasensis* D.F. Austin, *Actinocephalus claussenianus* (Körn.) Sano, *Apuleia leiocarpa* (Vogel) J.F.Macbr., *Centrosema carajasense* Cavalcante, *Hymenaea parvifolia* Huber, *Hymenolobium excelsum* Ducke, *Machaerium obovatum* Kuhlm. & Hoehne, *Mimosa paucifolia* Benth., *Paubrasilia echinata* (Lam.) Gagnon*, H.C.Lima & G.P.Lewis, *Aniba ferrea* Kubitzki, *Mezilaurus* itauba (Meisn.) Taub. ex Mez, *Bertholletia excelsa* Bonpl., *Cedrela fissilis* Vell., *Cedrela odorata* L., *Swietenia macrophylla* King, *Virola surinamensis* (Rol. Ex Rottb.) Warb., *Cattleya walkeriana* Gardner, *Pouteria macrocarpa* (Mart.) D.Dietr., *Pouteria petiolata* T.D.Penn., *Pradosia granulosa* Pires & T.D.Penn.; *Anemopaegma carajasense* A.H. Gentry ex Firetti-Leggieri

* Espécies nativas do Brasil, mas exóticas do sudeste do Pará.

Esses dados auxiliam a determinar quais espécies merecem maior atenção para a sua conservação, com restrição de exploração ou para a criação de UCs. Ao mesmo tempo, é urgente a ampliação dos estudos sobre o estado de conservação das demais espécies sem estado de conservação determinado. Entre 36 e 57% das árvores amazônicas estão qualificadas como globalmente ameaçadas, o que proporcionalmente representaria 2.712 espécies ameaçadas na região, com a necessidade de ações específicas para a sua conservação [2].

As listas oficiais de espécies ameaçadas do Brasil e do estado do Pará são ferramentas importantes para nortear ações visando a proteção das espécies. O Brasil tem atualizado com alguma frequência as listas oficiais de espécies ameaçadas, a última lista publicada classifica 7.524 espécies, aproximadamente 18% da flora catalogada no país. O estado do Pará publicou a sua primeira e única lista oficial em 2007 onde são listadas 53 espécies, das quais 27 ocorrem no sudeste do Pará [48] [49].

Existem leis específicas para a proteção de determinadas espécies de importância cultural, econômica ou ecológica que ocorrem no Sudeste do Pará. Em nível federal, são protegidas por lei a castanheira (*Bertholletia excelsa* Bonpl.) e *seringueira (Hevea spp.)* e o mogno *(Swietenia macrophylla* King.). O estado do Pará amplia a proteção da castanheira. Alguns municípios do estado (São Domingos do Araguaia e Brejo Grande do Araguaia) aprovaram leis que restringem o corte do babaçu (*Attalea speciosa* Mart ex. Spreng.) e buscam facilitar o acesso a territórios com ocorrência da planta por quebradeiras-de-coco [50] [51] [52].

A descoberta anual de novas espécies, amplia o número de plantas ameaçadas, já que geralmente estas possuem distribuição restrita em territórios frequentemente ameaçados. Entre 2018 e 2023 foram descritas 11 novas espécies na região, nove delas em Carajás (Tabela 7).

Tabela 7 – Novas espécies descobertas no sudeste do Pará (2018-2023)

Espécie	Local	Referência
Paspalum cangarum C.O. Moura, P.L. Viana & R.C. Oliveira	Carajás	[53]
Peperomia albopilosa D. Monteiro	Carajás	[54]
Peperomia pseudoserratirhachis D. Monteiro	Carajás	[54]
Anemopaegma carajasense A.H. Gentry ex Firetti-Leggieri	Carajás	[55]
Rhynchospora seccoi C.S. Nunes, P.J.S. Silva Filho & A. Gil	Carajás	[56]
Justicia carajensis F.A. Silva, A.Gil & Kameyama	Carajás	[57]
Triunfetta decaglandulata J.M. Cardoso, A. Gil & A.J.Fernandes-Jr.,	Serra das Andorinhas	[58]
Guadua leonardoana Afonso, L.G. Clark & P.L. Viana	Carajás	[59]
Croton carajasensis Sodré & Secco	Carajás	[60]
Jacquemontia ferricola Belo, Buril & Louzada	Carajás	[61]
Alexa duckeana G.S. da Silva & Mansano	Marabá	[52]

A busca por novas espécies deve ser prioritária; estima-se que ainda existam 4 mil espécies de plantas para serem descritas na Amazônia, entretanto, seguindo o atual ritmo de novas descobertas, seriam necessários mais de 300 anos para se conhecer essa biodiversidade, sendo possível que muitas dessas plantas serão extintas antes de serem conhecidas [3] [5].

Alguns autores afirmam que cerca de 5 a 9% da flora amazônica estaria ameaçada de extinção com a redução da floresta em 24% até o ano de 2050, enquanto outros calculam que 20 a 33% da flora amazônica está ameaçada de extinção [63] [64].

Essa ameaça é mais crítica para espécies endêmicas e com a distribuição restrita. Segundo dados da FFB e mapas de distribuição das coletas disponíveis na plataforma Specieslink, 816 (17,2%) espécies que ocorrem no sudeste do Pará são endêmicas do Brasil e 95 (2%) são endêmicas do estado do Pará [4] [27].

Há um importante centro de endemismo de espécies vegetais na Serra dos Carajás, onde foram registradas 856 espécies de fanerógamas (plantas com flores e sementes), incluindo três gêneros e 24 espécies endêmicas além de 186 espécies de pteridófitas (samambaias), sendo três endêmicas [35] [36].

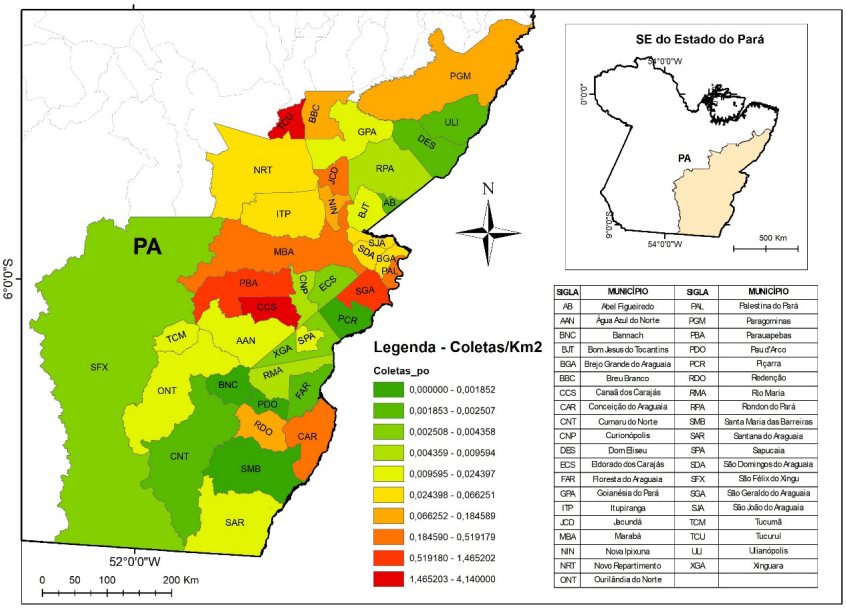
Ao todo, Carajás possui três gêneros de plantas exclusivos: *Carajasia* (Rubiaceae), *Monogereion* e *Parapiqueria* (Asteraceae), além de 38 espécies endêmicas, das quais 24 são classificadas como raras e oito de ocorrência altamente restrita [65]. Apesar dessa importância ecológica, a vegetação de canga ocorre em área com afloramento ferroso e está ameaçada pela atividade de mineração que existe na região.

Amostragem e distribuição das coletas botânicas no sudeste do Pará

A amostragem da flora do sudeste do Pará não é homogênea ao longo do território. Há maior número de coletas e informações em UCs e em localidades com grandes empreendimentos, onde há estudos de licenciamento e monitoramento ambiental.

De forma metódica, há maior número de informações sobre a vegetação das Cangas de Carajás, com o esforço realizado através de convênio entre a Vale, ICMBio, Museu Paraense Emílio Goeldi, Jardim Botânico do Rio de Janeiro, Instituto Tecnológico Vale e 145 especialistas de todo o Brasil, e a publicação de monografias de 164 famílias botânicas na revista Rodriguesia [66].

Dos 39 municípios do sudeste do Pará, 35 possuem menos de uma referência por quilômetro quadrado, e há dois municípios sem nenhuma coleta registrada. Considerando um esforço amostral ideal de 1-3 coletas por km^2 para um conhecimento adequado de determinada região o sudeste do Pará está bem aquém desta meta, com apenas quatro municípios com mais de uma amostra por km^2 (Figura 1) [67] [68] [7].



SIGLA	MUNICÍPIO	SIGLA	MUNICÍPIO
AB	Abel Figueiredo	PAL	Palestina do Pará
AAN	Água Azul do Norte	PGM	Paragominas
BNC	Bannach	PBA	Parauapebas
BJT	Bom Jesus do Tocantins	PDO	Pau d'Arco
BGA	Brejo Grande do Araguaia	PCR	Piçarra
BBC	Breu Branco	RDO	Redenção
CCS	Canaã dos Carajás	RMA	Rio Maria
CAR	Conceição do Araguaia	RPA	Rondon do Pará
CNT	Cumaru do Norte	SMB	Santa Maria das Barreiras
CNP	Curionópolis	SAR	Santana do Araguaia
DES	Dom Eliseu	SPA	Sapucaia
ECS	Eldorado dos Carajás	SDA	São Domingos do Araguaia
FAR	Floresta do Araguaia	SFX	São Félix do Xingu
GPA	Goianésia do Pará	SGA	São Geraldo do Araguaia
ITP	Itupiranga	SJA	São João do Araguaia
JCD	Jacundá	TCM	Tucumã
MBA	Marabá	TCU	Tucuruí
NIN	Nova Ipixuna	ULI	Ulianópolis
NRT	Novo Repartimento	XGA	Xinguara
ONT	Curilândia do Norte		

Figura 1 – Pontos de coletas de plantas nos municípios do sudeste do Pará

Observando o mapa de coletas no estado do Pará (Figura 2), é possível perceber que essas estão concentradas próximas a centros urbanos com maior infraestrutura (Belém, Santarém e Marabá), em localidades com grande número de empreendimentos (Carajás, Lago de Tucuruí e Paragominas), em algumas UCs (Carajás, Tucuruí e Serra das Andorinhas), e ao longo das rodovias e dos principais rios, onde há maior acessibilidade, explicitando os vieses das coletas.

Outros fatores determinantes no conhecimento sobre a biodiversidade amazônica incluem o tamanho do território, dificuldade de acesso a determinadas localidades, falta de infraestrutura e quantidade reduzida de instituições de pesquisa, pesquisadores e investimentos [7].

Fora das áreas mais acessíveis, há localidades com grandes lacunas sobre o conhecimento da flora que devem ser superadas, como territórios indígenas, áreas com influência aquática e o vale do rio Xingu, no Sudeste do Pará [3] [8].

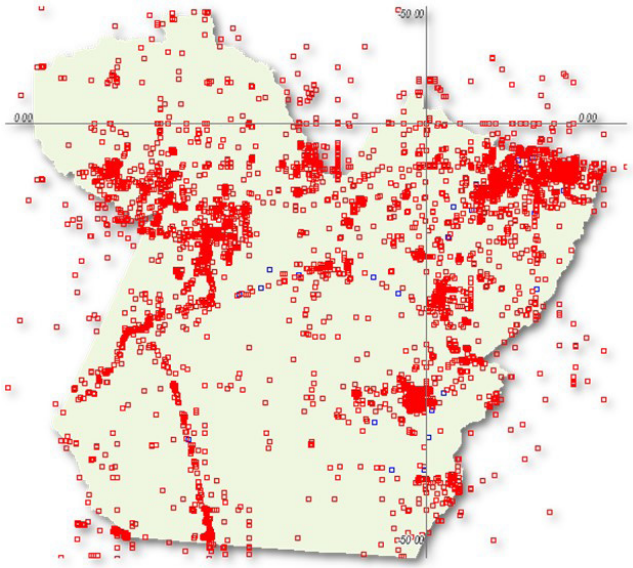


Figura 2 – Mapa de 172,7 mil coletas botânicas realizadas no estado do Pará [27]

O sudeste do Pará possui uma área de, aproximadamente, 3 mil km^2 e apenas dois herbários ativos cadastrados na Rede Brasileira de Herbários. Por comparação, segundo o *Index Herbariorum,* países com área semelhante possuem um número muito maior de coleções botânicas, como o Reino Unido com 556 herbários, Itália (61), Filipinas (22), Equador (21) e Nova Zelândia (18). No Brasil, existem 280 herbários (120 ativos) e no estado do Pará são cadastrados 14 herbários, a maioria concentrada no entorno da capital [34] [69].

Os herbários ativos no sudeste do Pará estão em Marabá, da Fundação Casa da Cultura de Marabá (FCCM) e em Parauapebas, da empresa Vale (HCJS), ambos com cerca de sete mil amostras. Essa baixa quantidade de coleções botânicas reflete no conhecimento sobre a biodiversidade local e tal situação se torna mais grave considerando as particularidades do Sudeste do Pará, onde há diferentes ecossistemas, alto endemismo de espécies vegetais, além da alta taxa de desmatamento fora de áreas protegidas.

Outro agravante é o depósito das amostras coletadas na região em herbários distantes. Há expressivo número de coletas de plantas do sudeste do Pará depositadas nos herbários: Instituto de Pesquisas Tecnológicas (BCTW/SP), Universidade Federal de Minas Gerais (BHCB-MG), Cenargen (CEN/DF), Jardim Botânico de Brasília (HEPH-DF), Embrapa Amazônia Oriental (IAN/PA), Instituto de Pesquisas Amazônicas (INPA/AM), Jardim Botânico do Rio de Janeiro (JABOT/RJ), Museu Goeldi (MG/PA), Missouri Botanical Garden (MOBOT/EUA), Jardim Botânico de Nova York (NYBG-EUA), Instituto de Botânica (SP/SP), Universidade de São Paulo (SPF/SP) e Universidade de Brasília (UnB/DF).

A relevância dessas coleções deve-se à capacidade, dessas instituições, a investimentos em pesquisas e à participação de profissionais em projetos específicos, como a flora da Canga de Carajás. Ainda que ferramentas modernas e a digitalização dos acervos como o *Specieslink,* JABOT e FFB permitam o acesso virtual às coleções distribuídas no mundo, é importante aprimorar as capacidades locais visando o desenvolvimento regional e a conservação ambiental [27] [70] [4].

Considerações Finais

Conclui-se que o sudeste do Pará é uma região com alta diversidade de espécies da flora, muitas das quais são endêmicas, raras e ameaçadas. Essa diversidade deve ser conservada, mas ainda precisa ser mais bem estudada para que seja protegida de forma adequada e seu uso feito de forma sustentável. Comparativamente, esta biodiversidade é superior à de outros territórios de tamanho aproximado, com composição florística semelhante à de outras regiões amazônicas, considerando os gêneros e famílias mais biodiversas. Tal flora evidencia uma região com composição florística natural do bioma Amazônia em transição com o Cerrado.

Apesar de suas limitações, esse tipo de trabalho contribui com o conhecimento sobre a diversidade regional servindo de base para outros trabalhos de ecologia, etnobotânica e áreas afins, e sugerindo políticas públicas como planos de manejo, criação de áreas protegidas e investimento em novas pesquisas.

Com esses dados, são apontadas lacunas no conhecimento que podem ser superadas com a criação de novas coleções na região, formação de pessoas para atuar na região, e o levantamento sistemático em áreas menos amostradas, com atenção a grupos taxonômicos diversos e pouco coletados, além do estudo sobre o estado de conservação de plantas não avaliadas. É importante buscar a constante atualização deste trabalho, conforme novas coletas e estudos são realizados.

Agradecimentos

Agradecemos ao CNPq pelo financiamento de bolsas de iniciação científica e à FAPESPA por financiamento de bolsas através do Convênio FAPESPA Nº 010/2020 e Convênio UNIFESSPA Nº 26/2020, no âmbito do projeto "Produção de subsídios à formulação de políticas públicas para a região de Carajás" e subprojeto "Mapeamento dos produtos da Sociobiodiversidade na região de Carajás e suas potencialidades para a conservação do meio ambiente, geração de renda e ecoturismo", desenvolvido entre 2021 e 2023.

CC BY NC ND

Referências

1. Cardoso D, Sarkinen T, Alexander S, et al. Amazon plant diversity revealed by a taxonomically verified species list. *PNAS*. 2017. 114(40), 10695-10700. doi: https://doi.org/10.1073/pnas.1706756114

2.Ter Steege H, Pitman NCA, Sabatier D, et al. Hyperdominance in the Amazonia Tree flora. Science. 2013 342 (6156). doi: https://www.science.org/doi/10.1126/science.1243092

3. Ter Steege H, Vaessen R, Cárdenas-López D, et al. The discovery of the Amazonian tree flora with an updated checklist of all known tree taxa. Scientific Report. 2016. 6 (29549). doi: https://doi.org/10.1038/srep29549

4. Flora e Funga do Brasil. Reflora. [homepage na internet]. Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2024 [acesso em 27 set 2024]. Disponível em: http://floradobrasil.jbrj.gov.br/

5. Hopkins, M JG. Modelling the known and unknown plant biodiversity of the Amazon Basin. Journal of Biogeography. 2007. 34 (8), 1400-1411. doi: https://doi.org/10.1111/j.1365-2699.2007.01737.x

6. Hopkins MJG. Are we close to knowing the plant diversity of the Amazon. Anais da Academia Brasileira de Ciências. 2009. 91(3), 1-7. doi: https://doi.org/10.1590/0001-3765201920190396

7. Sobral M, Stehmann JR. An analyses of new angiosperm species discoveries in Brazil (1990-2006). Taxon. 2009. 58 (1), 227-232. doi: https://doi.org/10.1002/tax.581021

8. Carvalho RL, Resende AF, Barlow, J. Pervasive gaps in Amazonian ecological research. Current Biology. 2023; 33 (16), 3495-3504. doi: 10.1016/j.cub.2023.06.077

9. Dexter K, Chave J. Evolutionary patterns of range size, abundance and species richness in Amazonian angiosperm trees. Peer J. 2016. 4:e2402. doi: https://peerj.com/articles/2402/

10. Guayasamin JM., Ribas CC, Carnaval AC, et al. *Amazon Assessment report 2021*. United Nations Sustainable Development Solutions Network. 2021 [cited 2024 June 20]; Available from: https://www.theamazonwewant.org/wp-content/uploads/2022/05/Chapter-2-Bound-May-9.pdf

11. Instituto de Pesquisas Espaciais [homepage na internet]. Programa de cálculo do desflorestamento da amazônia (Prodes); 2021. [acesso em 15 abr 2024]. Disponível em: http://www.obt.inpe.br/OBT/assuntos/programas/amazonia/prodes

12. Instituto Socioambiental [homepage na internet]. Terras Indígenas no Brasil. 2024. [acesso em 15 abr 2024]. Disponível em: https://terrasindigenas.org.br/

13. Instituto Socioambiental [homepage na internet]. Unidades de Conservação no Brasil. 2024. [acesso em 15 abr 2024]. Disponível em: https://uc.socioambiental.org/pt-br

14. Almeida JMG. Carajás: desafio político, ecologia e desenvolvimento. São Paulo: Brasiliense; 1986.

15. Giannini TC, Acosta AL, Costa WF, et al. Flora de afloramentos ferruginosos sob mudanças climáticas: um estudo nas Cangas de Carajás (Amazônia Oriental). Front Plant Sci. 2021.12:699034. doi: https://doi.org/10.3389/fpls.2021.699034

16. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [homepage na internet]. Divisão Regional do Brasil em mesorregiões e microrregiões geográficas. Volume I. IBGE; 1989. [acesso em 20 abr 2024]. Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/visualizacao/livros/liv2269_1.pdf

17. Agência Nacional das Águas [homepage na internet]. Bacias hidrográficas do Brasil. 2019. [acesso em 20 abr 2024]. Disponível em: https://dadosabertos.ana.gov.br/

18. Instituto Nacional de Meteorologia [homepage na internet]. Centro de previsão de Tempo e estudos climáticos. 2021. [acesso em 20 abr 2024] Disponível em: https://www.cptec.inpe.br/

19. Ab'saber A. A Amazônia: do discurso à práxis. São Paulo: Editora USP; 2014.

20. Hermanowsky B, Costa ML, Behling H. Environmental changes in southeastern Amazonia during the last 25.000 years revealed from paleoecologial records. Quat Res. 2012. 77(1):138-148. doi: https://doi.org/10.1016/j.yqres.2011.10.009

21. Reis LS. Dinâmica paleoambiental e mudanças climáticas do Quaternário tardio registradas em ambiente lacustre da Serra Sul de Carajás, Sudeste da Amazônia [dissertação]. Instituto Tecnológico Vale; 2015. [acesso em 14 abr 2024]. Disponível em: https://www.itv.org/wp-content/uploads/2018/02/Dissertacao-Luiza-Reis.pdf

22. Guimarães JTF, Rodrigues TM, Reis LS, et al. Modern pollen rain as a background for palaeoenvironmental studies in the Serra dos Carajás, southerastern Amazonia. The Holocene. 2017. [cited 2023 apr 20]; 27(8). Disponível em: https://journals.sagepub.com/doi/10.1177/0959683616683260

23. Gentry AH. Neotropical floristic diversity: Phytogeographical connections between Central and South America, Pleistocene climatic fluctuations, or an accident of the Andean orogeny? Ann Mo Bot Gard. 1982. [cited 2019 June 17]; 69(3):557-593. Available from: https://www.jstor.org/stable/2399084

24. Hoorn C, Wesselingh FP, Ter Steege H, et al. Amazonia through time: Andean uplift, climate change, landscape evolution, and biodiversity. Science, 2010. [cited 2023 Jun 26]; 330 (6006), 927–931. Available from: https://www.science.org/doi/10.1126/science.1194585

25. Serviço Geológico do Brasil. Mapa Geológico do estado do Pará. [homepage na internet] 2008. [acesso em 12 abr 2024]. Disponível em: http://www.cprm.gov.br/publique/media/geologia_basica/cartografia_regional/para.pdf

26. Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística [homepage na internet]. Manual técnico da vegetação brasileira: sistema fitogeográfico: inventário das formações florestais e campestres: 2012. [acesso em 28 abr 2024] Disponível em: https://biblioteca.ibge.gov.br/index.php/biblioteca-catalogo?view=detalhes&id=263011

27. Specieslink [homepage na internet]. Herbário virtual INCT. [acesso em 12 Abr 2024]. Disponível em: https://specieslink.net/search/

28. APG IV. The Angiosperm Phylogeny Group, M. W. Chase, M. J. M. Christenhusz, M. F. Fay, J. W. Byng, W. S. Judd, D. E. Soltis, D. J. Mabberley, A. N. Sennikov, P. S. Soltis, P. F. Stevens. Botanical Journal of the Linnean Society. 2016. 181 (1), 1–20, doi: https://doi.org/10.1111/boj.12385

29. Trópicos. [homepage na internet]. Missouri Botanical Gardens. [acesso em 27 abr 2024]. Disponível em: https://tropicos.org

30. World flora online. [homepage na internet]. [acesso em 27 abr 2024]. Disponível em: https://wfoplantlist.org/

31. Centro Nacional de Conservação da Flora [homepage na internet]. Centro Nacional de Conservação da Flora. 2023. [acesso em 28 abr 2024]. Disponível em: http://cncflora.jbrj.gov.br/portal

32. IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species. Version 2024-1. [cited 2024 May 25] Available from: https://www.iucnredlist.org.

33. Mora C, Tittensor DP, Adl S, et al. How many species are there on Earth and in the ocean. PlosBiology, 2011. 9(8), e1001127. doi: https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1001127

34. Index Herbariorum. [Internet]. NYBG Steere herbarium. 2023. [cited 2024 May 23] Available from: https://sweetgum.nybg.org/science/ih/

35. Mota NFO, Watanabe MTC, Zappi DC, et al. Cangas da Amazônia: a vegetação única de Carajás evidenciada pela lista de fanerógamas. Rodriguesia. 2018. 69 (3), 1436-1488. doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860201869336

36. Salino A, Arruda AJ, Almeida TE. Ferns and lycophytes from Serra dos Carajás, an Eastearn Amazonian mountain range. Rodriguesia, 2018. 69 (2), 1417-1434. doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860201869335

37. Oliveira-da-Silva FO, Ilkiu-Borges AL. Briófitas (Bryophyta e Marchantiophyta) das cangas de Carajás, Pará, Brasil. Rodriguesia. 2018. 69 (3), 1405-1416. doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860201869334

38. Missouri Botanical Garden. [Internet] Angiosperm phylogeny website. [cited 2024 may 25]. Available from: https://www.mobot.org/mobot/research/apweb/.

39. Cardoso JM. Malvaceae juss. Na Serra dos Martírios-Andorinhas, São Geraldo do Araguaia, Pará, Brasil. [Dissertação]. Universidade Rural da Amazônia; 2021. 165 f.

40. Alves KNL, Schneider LJC; Dias KNL, Gil ASB. Cyperaceae Juss. na Serra dos Martírios-Andorinhas, São Geraldo do Araguaia, Pará, Brasil. Rodriguesia. 2022. 73: e00582021. doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860202273084

41. Salomão RP, Vieira ICG, Suemitsu C, et al. As florestas de Belo Monte na grande curva do rio Xingu, Amazônia Oriental. Bol. Mus. Para. Emilio Goeldi Cienc. Nat [internet] 2007 [acesso em 29 abr 2024]. 2(3), 55-153. Disponível em: http://scielo.iec.gov.br/pdf/bmpegcn/v2n3/v2n3a06.pdf

42. Ferreira LV, Matos DCL, Jardim MAG. Florística e estrutura de uma savana de altitude no parque estadual da serra dos martírios-andorinhas, Pará, Brasil. Nature and Conservation, 2021. 14(4), 60-69. doi: http://doi.org/10.6008/CBPC2318- 2881.2021.004.0006

43. Intergovernmental Science-Policy Platform on Biodiversity and Ecosystem Services (IPBES) [internet] Invasive alien species assessment. 2023. [cited 2024 may 24]. Available from: https://www.ipbes.net/IASmediarelease

44. MapBiomas. [homepage na internet]. Projeto MapBiomas – Coleção 9 da Série Anual de Mapas de Cobertura e Uso da Terra do Brasil. 2021. [acesso em 27 mai. 2024]. Disponível em: https://brasil.mapbiomas.org/

45. Giulietti AM, Abreu I, Viana PL, et al. Guia de espécies invasoras e outras que requerem manejo e controle no S11D, Floresta Nacional de Carajás, Pará. [Internet]. ITV. 2018. [acesso em 2024 jun. 23]. Disponível em: https://www.itv.org/wp-content/uploads/2019/11/GuiasEspeciesInvasorasEbook.pdf

46. Agência Nacional das Águas e Saneamento básico. Manual de Usos Consuntivos da Água no Brasil. Brasília: ANA, 2019. [citado em 2024 jun. 20]. Disponível em: Manual de usos consuntivos.jpg — Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico (ANA)

47. Ledo RMD, Coli GR. The historical connection between the Amazon and the Atlantic Forest revisited. Journal of biogeography 2017. 44(11), 2551-2563. doi: https://doi.org/10.1111/jbi.13049

48. Portaria MMA nº 148, de 7 de junho 2022 (Brasil). Altera os Anexos da Portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. [internet]. [citado em 2024 jul. 01]. Disponível em: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf

49. Resolução COEMA nº 54 de 24 de outubro de 2007. Homologa a lista de espécies da flora e da fauna ameaçadas no Estado do Pará. [internet] Base de Dados do Centro Nacional de Conservação da Flora (CNCFlora). Belém, PA, 2007. [citado em 2024 jul. 01]. Disponível em: http://cncflora.jbrj.gov.br/portal/

50. Decreto 5.975, de 30 de novembro de 2006 (Brasil). Regulamenta os arts. 12, parte final, 15, 16, 19, 20 e 21 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, o art. 4º, inciso III, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, o art. 2º da Lei nº 10.650, de 16 de abril de 2003, altera e acrescenta dispositivos aos Decretos nºs 3.179, de 21 de setembro de 1999, e 3.420, de 20 de abril de 2000, e dá outras providências. [internet]. Diário Oficial da União. 2006 nov. 30 [citado em 2024 jun. 28]. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/decreto/d5975.htm

51. Decreto nº 6.472, de 5 de junho de 2008 (Brasil). Altera o art. 3º do Decreto nº 4.722, de 5 de junho de 2003, que estabelece critérios para exploração da espécie *Swietenia Macrophylla* King (mogno). [internet] Diário Oficial da União. 2008 jun. 5 [citado em 2024 jun. 28]. Disponível em: https://www2.camara.leg.br/legin/fed/decret/2008/decreto-6472-5-junho-2008-576084-publicacaooriginal-99344-pe.html

52. Decreto nº 5.975, de 30 de novembro de 2006 (Brasil). Regulamenta os arts. 12, parte final, 15, 16, 19, 20 e 21 da Lei nº 4.771, de 15 de setembro de 1965, o art. 4º, inciso III, da Lei nº 6.938, de 31 de agosto de 1981, o art. 2º da Lei nº 10.650, de 16 de abril de 2003, altera e acrescenta dispositivos aos Decretos nºs 3.179, de 21 de setembro de 1999, e 3.420, de 20 de abril de 2000, e dá outras providências. [internet] Diário Oficial da União. 2006 nov. 30 [citado em 2024 jun. 28]. Disponível em: https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_ato2004-2006/2006/decreto/d5975.htm

53. Moura CO, Viana PL, Oliveira RC A new species of Paspalum (Poaceae, Panicoideae, Paspaleae - Recta group), from the cangas of the Serra dos Carajás, Pará, Brazil. Phytotaxa. 2018. 357(3). doi: https://doi.org/10.11646/phytotaxa.357.3.6

54. Monteiro D. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Piperaceae. Rodriguesia, 2018. 69(3), 1285-1309. doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860201869329

55. Lohmann LG, Firetti F, Gomes BM. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Bignoniaceae. Rodriguesia 2018. 69(3), 1063-1079. doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860201869313

56. Nunes CS, Silva Filho PJS, Thomas WW, Gila ASB. Rhynchospora seccoi, a new species of Rhynchospora sect. Tenues (Cyperaceae) from Brazilian Amazon (Serra dos Carajás, Pará State). Phytotaxa. 2019. 405(2). doi: https://doi.org/10.11646/phytotaxa.405.2.4

57. Silva GS, Torke BM, Mansano VF. *Alexa duckeana* (Leguminosae-Papilionoideae): a new species from the Brazilian Amazon. Phytotaxa. 2023. 629(3). doi: https://doi.org/10.11646/phytotaxa.629.3.7

58. Cardoso JM, Fernandes-Júnior AJF, Gil AS. *Triumfetta decaglandulata* (Grewioideae, Malvaceae), a new species from the Cerrado-Amazon ecotone, Northern Brazil. Phytotaxa. 2022. 545(3). doi: https://doi.org/10.11646/PHYTOTAXA.545.3.4

59. Afonso EAL, Clarck LG, Mansado VF, et al. A new species of Guadua (Poaceae: Bambusoideae: Guaduinae) from Pará state in Amazonian Brazil. Phytotaxa. 2023. 597(3). doi: https://doi.org/10.11646/phytotaxa.597.3.2

60. Sodre RC, Secco RS. *Croton carajasensis,* a new species from Serra dos Carajás, Pará, Brazilian Amazon. Phytotaxa. 2023. 630(2). doi: https://doi.org/10.11646/phytotaxa.630.2.4

61. Belo DP, Buril MT, Arruda E, Louzada RB. A new Jacquemontia Choisy (Convolvulaceae) species from the Brazilian Amazon forest. Acta Amazonica. 2023. 53(4), 302-309. doi: https://doi.org/10.1590/1809-4392202300341

62. Feeley KJ, Silman MR. Extinction risks of Amazonian plant species. PNAS. 2009. 106(30), 12382-12387. doi: https://doi.org/10.1073/pnas.0900698106

63. Martinelli G, Moraes MA. Livro Vermelho da flora do Brasil. CNCFlora. [internet] Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2013. [citado em 2024 set. 2]. Disponível em: https://dspace.jbrj.gov.br/jspui/handle/doc/26

64. Hubbell SP, He F, Condit R, et al. How many tree species are there in the Amazon and how many of them will go extinct? PNAS. 2008. 105 (1), 11498-11504. doi: https://doi.org/10.1073/pnas.0801915105

65. Giulietti AM, Giannini TC; Mota NFO, et al. Edaphic endemism in the Amazon: vascular plants of the canga of Carajás, Brazil. The botanical review. 2019. 85, 357-383. doi: https://doi.org/10.1007/s12229-019-09214-x

66. Viana PL, Mota NFO, Gil ASB, et al. Flora of the cangas of the Serra dos Carajás, Pará, Brazil: history study area and methodology. Rodriguesia. 2016. 67 (3), 1107-1124. doi: https://doi.org/10.1590/2175-7860201667501

67. Campbell DG. The importance of floristic inventory in the tropics. In: Campbell DG and Hammond D. (eds.), Floristic inventory of tropical countries. 1989. Táxon,Vol. 37, No. 3, Simpósio Botânica Tropical: Princípios e Prática (agosto de 1988), págs. 519-548. doi: 10.2307/1221097

68. Shepherd G J. Conhecimento de diversidade de plantas terrestres. In: Lewinsohn T M. (Org.). Avaliação do Estado do Conhecimento da Diversidade Biológica Brasileira. Brasília: Ministério do Meio Ambiente. 2006.

69. Rede Brasileira de Herbários (RBH) [homepage na internet] Catálogo de herbários. 2023 [acesso em 2024 mai.10]. Disponível em https://www.botanica.org.br/catalogo-da-rede-brasileira-de-herbarios

70. JABOT [homepage na internet] Jardim Botânico do Rio de Janeiro. 2023. [acesso em 20 mar 2024]. Disponível em: https://jabot.jbrj.gov.br/v3/projetojabot.php

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Estratégias de compensação ambiental na região de Carajás: análise de similaridade de biodiversidade impactada pela mineração

Mayra Pereira de Melo Amboni[1,*]
https://orcid.org/0000-0002-5191-6567
*Contato principal

Mayra Pimenta[1]
https://orcid.org/0000-0003-2730-4859

Fernando Hiago Souza Fernandes[1]
https://orcid.org/0000-0002-7354-7950

Renata Silva Almeida[1]
https://orcid.org/0000-0003-4848-2785

Guth Berger Falcon Rodrigues[1]
https://orcid.org/0000-0003-4535-7241

Daniel Santana Lorenzo Raíces[1]
https://orcid.org/0009-0000-7864-3274

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Coordenação de Análises Geoespaciais para Conservação de Espécies/COESP, Brasília/DF, Brasil. <mayra.amboni@icmbio.gov.br, mayra.pimenta.bolsista@icmbio.gov.br, fernando.fernandes.bolsista@icmbio.gov.br, renata.almeida@icmbio.gov.br, guth.rodrigues.bolsista@icmbio.gov.br, daniel.raices@icmbio.gov.br>.

Recebido em 13/09/2024 - Aceito em 01/02/2025

Como citar:

Amboni MPM, Pimenta M, Fernandes FHS, Almeida RS, Rodrigues GBF, Raíces DSL. Estratégias de compensação ambiental na região de Carajás: análise de similaridade de biodiversidade impactada pela mineração .Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 136-151. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2684

RESUMO – Este trabalho tem como objetivo principal indicar, na região do mosaico de áreas protegidas de Carajás, as áreas de maior similaridade de biodiversidade sensíveis aos impactos da mineração, ao propor um método auxiliar para a compensação ambiental de impactos não mitigáveis. Os mapas de grupos para compensação, resultado do Plano de Redução de Impactos da Mineração sobre a Biodiversidade e o Patrimônio Espeleológico (PRIM Mineração), foram elaborados em escala federal e subdivididos em grandes bacias hidrográficas. Na região do mosaico de Carajás foram identificadas 27 espécies da fauna e 38 da flora sensíveis aos impactos crônicos da mineração. Para criar o mapa de grupos para compensação ambiental, avaliou-se a distribuição potencial das espécies e de ambientes sensíveis, ao comparar a composição dos alvos de conservação entre unidades de planejamento (UPs). As UPs com mais de 50% de similaridade em alvos de conservação formaram os grupos, já aquelas com no mínimo 75% de similaridade formaram os agrupamentos. As unidades de conservação (UCs) do mosaico de áreas protegidas de Carajás estão no Grupo E, com dois agrupamentos distintos, a exemplo da Floresta Nacional de Carajás e o Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, que são representados por um único agrupamento. Nossos resultados auxiliam na alocação eficaz de recursos financeiros e nas ações de compensação ambiental, ao direcionar áreas com composição semelhante de alvos de conservação. No entanto, estudos mais refinados devem ser realizados em escala local para resguardar as peculiaridades ambientais características da região de Carajás.

Palavras-chave: Análise de agrupamentos hierárquicos; biodiversidade sensível; patrimônio espeleológico; redução de impactos.

Environmental compensation strategies in Carajás region: biodiversity similarity analysis of areas impacted by mining impacts

Keywords: Hierarchical clustering analysis; impact reduction; sensitive biodiversity; speleological heritage.

ABSTRACT – The main objective of this work is to identify areas of high similarity of biodiversity sensitive to mining in the mosaic of Carajás protected areas by proposing a supporting method for environmental offset of non-mitigable impacts. The offset group maps, resulting from the Reduction Plan of Mining Impact on Biodiversity and Speleological Heritage (PRIM Mineração), were developed at a federal scale and subdivided into major hydrographic basins. In Carajás mosaic region, 27 animal species and 38 plant species sensitive to the chronic impacts of mining were identified. To create the environmental offset group map, the potential distribution of species and sensitive environments was assessed by comparing the conservation targets among planning units (UPs). UPs with more than 50% similarity in conservation targets formed groups, while those with at least 75% similarity formed the Aggregations. All protected areas within the Carajás region are in Group E, with two distinct Aggregations, such as the Carajás National Forest and the Campos Ferruginosos National Park, which are represented by a single aggregation. Our results aid in the effective allocation of financial resources and environmental offset actions by directing attention to areas with similar conservation target compositions. However, more refined studies should be conducted at the local scale to preserve the specific environmental characteristics of Carajás region.

Estrategias de compensación ambiental de la region de Carajás: análisis de similaridade de la biodiversidade afectada por la minería

Palabras clave: Análisis de agrupamentos jerárquicos; biodiversidad sensible; patrimonio espeleológico; reducción de impactos.

RESUMEN - Este trabajo tiene como objetivo principal indicar, en la región del mosaico de áreas protegidas de Carajás, las áreas de mayor similitud de biodiversidad sensibles a los impactos de la minería, al proponer un método auxiliar para la compensación ambiental de impactos no mitigables. Los mapas de grupos para compensación, resultado del Plan de Reducción de Impactos de la Minería sobre la Biodiversidad y el Patrimonio Espeleológico (PRIM Mineração), fueron elaborados a escala nacional y subdivididos en grandes cuencas hidrográficas. En la región del mosaico de Carajás se identificaron 27 especies de fauna y 38 de flora sensibles a los impactos crónicos de la minería. Para crear el mapa de grupos para compensación ambiental, se evaluó la distribución potencial de las especies y de ambientes sensibles, comparando la composición de los objetivos de conservación entre las unidades de planificación (UP). Las UP con más del 50% de similitud en objetivos de conservación formaron los grupos, mientras que aquellas con al menos el 75% de similitud formaron los agrupamientos. Las unidades de conservación del mosaico de áreas protegidas de Carajás están en el Grupo E, con 2 Agrupamientos distintos, como el caso de la Floresta Nacional de Carajás y el Parque Nacional de los Campos Ferruginosos, que están representados por un único agrupamiento. Nuestros resultados ayudan en la asignación eficaz de recursos financieros y en las acciones de compensación ambiental, al orientar áreas con composición similar de objetivos de conservación. Sin embargo, deben realizarse estudios más detallados a escala local para preservar las particularidades ambientales características de la región de Carajás.

CC BY NC ND

Introdução

A mineração é amplamente reconhecida como uma ameaça significativa à biodiversidade e ao patrimônio espeleológico do país. Evidências indicam que essa atividade coloca em risco inúmeras espécies de animais [1], bem como ameaça cavidades subterrâneas naturais, que constituem o patrimônio espeleológico brasileiro, uma vez que a grande maioria das áreas com potencial ocorrência de cavernas são também potencialmente produtivas ou já efetivamente exploradas [2], além da representar riscos para espécies da flora [3].

Por outro lado, a mineração é inegavelmente uma importante atividade econômica no Brasil, atualmente representada por cerca de 2,5 a 5% do PIB [4] e respondendo por cerca de 29% das exportações nacionais [5]. O país detém a sexta maior produção mineral do mundo, com a exploração aproximada de 70 bens minerais (como o nióbio, minério de ferro, alumínio, níquel e bauxita) que são insumos para os setores industriais e da construção civil [6]. Nesse aspecto, conciliar a proteção, a conservação e a recuperação da biodiversidade e da geodiversidade e o desenvolvimento sustentável das atividades de mineração é imprescindível e deve figurar como um objetivo comum entre os setores ambiental e econômico.

A região de Carajás, localizada no estado do Pará, é um dos maiores e mais importantes centros de mineração de ferro do mundo [7]. A descoberta e posterior exploração mineral da Serra dos Carajás começou na década de 60, quando a United States Steel solicitou o direito de exploração mineral em 1967. Em 1970, foi formalizado um acordo com o governo brasileiro que levou à criação da empresa Amazônia Mineração S.A. (AMZA), com participação majoritária da Companhia Vale do Rio Doce (CVRD), hoje Vale S.A [8].

Com o passar dos anos, o governo brasileiro adotou uma estratégia que combinava a criação de áreas protegidas com a exploração mineral para preservar o meio ambiente ao redor das áreas mineradas. Em 1989, foram criadas as primeiras unidades de conservação (UCs) na região de Carajás: a Área de Proteção Ambiental (APA) do Igarapé Gelado, a Floresta Nacional (FLONA) Tapirapé-Aquirí, e a Reserva Biológica (REBIO) do Tapirapé. Posteriormente, foram estabelecidas outras áreas de proteção, como a Terra Indígena Xikrin do Cateté, reconhecida em 1991, e as Florestas Nacionais de Itacaiúnas e Carajás, criadas em 1998 [8].

Essas áreas de conservação foram agrupadas no Mosaico de Carajás, que cobre cerca de 12.000 km^2 e inclui o Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, criado em 2017. O parque foi criado com o objetivo de proteger áreas significativas do ecossistema de canga, que são tipos raros de campos rupestres da Amazônia com elevado endemismo [9][10]. O ecossistema de canga está diretamente relacionado aos depósitos de minério de ferro, o que cria conflitos entre os interesses de conservação e exploração mineral.

A pressão antrópica ao redor das áreas protegidas tende a aumentar à medida que cresce a demanda por matérias-primas para o consumo humano [11]. Para enfrentar esses desafios, é necessário um planejamento estratégico que concilie as atividades de mineração e a conservação da biodiversidade, com negociações entre os setores envolvidos e a implementação de medidas que garantam tanto a proteção ecológica quanto a viabilidade econômica das atividades mineradoras.

Uma característica intrínseca das atividades de mineração é a rigidez locacional, limitando a presença do empreendimento à ocorrência da jazida. A sobreposição destas às áreas de interesse para a conservação da biodiversidade pressupõe a necessidade de uma análise refinada que considere a viabilidade técnico-econômica da exploração frente aos custos ambientais associados. Nesse contexto, é fundamental promover diálogos intersetoriais e intergovernamentais. Isso permite que o planejamento ambiental e o uso dos recursos minerais levem em conta uma escala de paisagem objetivando a minimização dos impactos críticos sobre *habitats* e espécies. Devido à rigidez locacional e aos impactos frequentemente profundos e irreversíveis da extração mineral, há pouca margem para a aplicação de medidas mitigadoras eficazes. Assim, dada a natureza específica da mineração, é essencial que as medidas compensatórias sejam rigorosamente estabelecidas para assegurar a persistência das espécies [12].

A compensação ambiental é um instrumento destinado para compensar os impactos negativos residuais causados por atividades humanas sobre o meio ambiente [13]. Esse conceito baseia-se no princípio de que, ao causar danos irreversíveis ou irreparáveis de grande magnitude em determinados ecossistemas, os empreendedores são obrigados a compensar esses danos por meio de recuperação, proteção ou criação de áreas com similar valor ecológico [14]. A compensação ambiental deve ser o

CC BY NC ND

último recurso com o objetivo de equilibrar o uso dos recursos naturais com a proteção dos ecossistemas e persistência das espécies. Antes disso, espera-se que em um planejamento ambiental estratégico os impactos sejam evitados, que medidas mitigadoras sejam adotadas para reduzir os danos e, em último caso, que haja compensação dos impactos residuais promovidos pelo empreendimento [15]. Portanto, a compensação ambiental oferece uma abordagem para garantir que, onde quer que haja perdas significativas de biodiversidade, ações sejam implementadas para restaurar ou proteger áreas de valor ecológico similar.

Em casos bem-sucedidos de compensação ambiental, tal ferramenta pode promover a conectividade ecológica, a restauração de serviços ecossistêmicos e a recuperação de ambientes críticos para conservação e persistência de espécies ameaçadas. Ao aplicar análises de similaridade da biodiversidade entre áreas é possível identificar locais que tenham características semelhantes às áreas impactadas, garantindo uma compensação para os alvos de conservação atingidos.

A compensação ambiental desempenha um importante papel no fortalecimento do Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC). A compensação ambiental foi instituída como instrumento de gestão ambiental no artigo 36 da Lei n. 9.985/2000, sendo aplicada aos empreendimentos com significativo impacto ambiental. Nestes casos o empreendedor é obrigado a apoiar a implementação ou a manutenção de UCs do grupo de proteção integral, ou de uso sustentável, quando diretamente afetadas [16].

Os critérios de destinação dos recursos para empreendimentos pontuais terrestres, como a mineração, são indicados pelo Comitê de Compensação Ambiental Federal (CCAF), entidade responsável pela destinação dos recursos advindos da compensação ambiental, e variam de acordo com o volume de recursos (Ata da 9ª Reunião Ordinária do CCAF, realizada em 22/09/2012). Os critérios incluem desde a escolha de UCs localizadas no entorno do empreendimento (raio de 200 km), que compartilhem ao menos uma fitofisionomia atingida pelo empreendimento, que estejam inseridas no mesmo bioma e presentes na mesma região hidrográfica afetada pelo empreendimento.

Em um esforço para propor estratégias para redução de impactos sobre as cavidades naturais e a biodiversidade associada, o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) desenvolveu uma importante ferramenta [17] que visa à conservação da biodiversidade e do patrimônio espeleológico: o Plano de Redução de Impactos da Mineração sobre a Biodiversidade e o Patrimônio Espeleológico – PRIM Mineração [18]. O PRIM Mineração consiste na proposição e no estabelecimento de ações que visam evitar, mitigar e compensar impactos residuais da atividade de exploração mineral e indica cenários de maior e menor compatibilidade entre empreendimentos e a conservação da biodiversidade, buscando a não extinção de espécies, ambientes singulares e serviços ecossistêmicos.

Uma das etapas de elaboração do PRIM Mineração é avaliar a sensibilidade da biodiversidade e da geodiversidade frente às ameaças advindas das atividades mineradoras. O elevado número de espécies da fauna e flora brasileira em risco de extinção e de vulnerabilidades às quais está sujeito o patrimônio espeleológico brasileiro [19] [20] ressaltam a importância e a legitimidade para o estabelecimento de ações para a proteção, conservação e recuperação da biodiversidade e geodiversidade. Adicionalmente, em relação às cavidades naturais subterrâneas, as atividades minerárias destacam-se como importante vetor de degradação, exigindo assim especial atenção quanto à redução dos impactos ambientais, uma vez que a grande maioria das rochas carstificáveis são potencialmente prestadoras de serviços ecossistêmicos.

Um dos produtos dos PRIMs são os mapas de grupos de compensação ambiental [17]. O princípio subjacente à construção desses mapas é que estes auxiliem de forma complementar as regras já existentes do CCAF, ao indicar para cada empreendimento minerador as melhores alternativas espaciais para compensação ambiental [17], considerando os alvos de conservação identificados como sensíveis potencialmente presentes na área impactada. A solução espacial permite o direcionamento dos esforços de redução de impactos ao aplicar análises de similaridade na composição dos alvos de conservação entre as áreas mineradas com áreas a serem compensadas, garantindo maior efetividade no estabelecimento das medidas compensatórias para os alvos atingidos.

Neste estudo são apresentados os resultados do PRIM Mineração, sobretudo aqueles referentes ao mapa de compensação ambiental. O objetivo

principal é apontar áreas na bacia do Tocantins-Araguaia de maior similaridade na composição da biodiversidade entre as UCs do Mosaico de Carajás, localizadas no município de Parauapebas, leste do Pará, a fim de auxiliar a compensação ambiental de impactos não mitigáveis provenientes de atividades de mineração. Para tal, assume-se a premissa que os esforços de compensação das áreas impactadas pela mineração serão mais efetivos se direcionados para as UCs que comungam maior elementos da biodiversidade com essas áreas mineradas.

Metodologia

O escopo das análises espaciais do PRIM Mineração considera informações em escala de paisagem. Para representar a variação da biodiversidade e da geodiversidade todo o território nacional foi subdividido em unidades de planejamento (UPs). As UPs são consideradas unidades mínimas para a tomada de decisões delimitadas por um mosaico de bacias hidrográficas e UCs. Para elaboração do mapa de grupos para compensação ambiental foram elencados os alvos de conservação sensíveis aos impactos crônicos provenientes das atividades de mineração. A partir da representação espacial da distribuição potencial dos alvos de conservação foi calculada a proporção de sua distribuição nas UPs. Ao final, foram feitos grupos e agrupamentos de UPs conforme o nível de similaridade da biodiversidade e da geodiversidade. A seguir detalhamos a metodologia utilizada.

Abrangência do PRIM Mineração

O PRIM Mineração abrange todas as bacias hidrográficas delineadas por modelo digital de elevação e codificadas segundo a metodologia de Otto Pfafstetter (BHO, nível 6) [21] e as UCs do território brasileiro, sobrepostas às áreas das poligonais dos processos minerários autorizados e planejados de 22 substâncias minerais [18]. A sobreposição das informações acima define a área de abrangência considerada como susceptível aos impactos diretos e crônicos da mineração, isto é, aqueles inerentes à atividade como perda e fragentação da paisagem.

O mosaico formado pelas bacias hidrográficas e UCs definem as UPs. As UCs existentes foram identificadas a partir das bases de dados do ICMBio [22] e do MMA [23] e inclui todas as UCs do ambiente terrestre das esferas federais, estaduais e municipais, exceto as reservas particulares de patrimônio natural (RPPNs), devido à falta de informações sobre as delimitações espaciais para muitas dessas propriedades. Uma mesma UC pode ser representada no PRIM Mineração por uma ou mais UP, dependendo do número de ottobacias as quais estão sobrepostas. Essa divisão é importante pois reflete de forma mais adequada variações ambientais (principalmente aquelas ligadas à rede de drenagem e geomorfológicas) e, do ponto de vista do planejamento ambiental, permite aos gestores uma visão setorizada, permitindo uma distribuição dos esforços conservacionistas proporcional à situação de vulnerabilidade, dentro dos limites da UC.

No total a área do PRIM Mineração engloba 32.582 UPs em ≈ 4.981.806 km^2, considerando as particularidades regionais toda a área de abrangência foi agrupada em quatro regiões, cujos limites correspondem às seguintes BHOs de nível 1: Bacia Amazônica e Interbacia Orinoco-Amazonas (BHO 3/4), Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins Amazonas (BHO 5/6), Interbacia Tocantins-Prata (BHO 7), Bacia Paraná-Prata-Paraguai (BHO 8) (Figura 1A). Os mapas de compensação ambiental foram feitos para cada região. O mosaico de UCs de Carajás se sobrepõe em 96% à Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins-Amazonas (BHO 5/6) (Figura 1B e 1C), portanto, neste estudo focaremos nos resultados dessa região. Á área do mosaico de UCs de Carajás está dividida em 94 UPs, dos quais 90 se encontram na BHO 5/6 e totalizam ≈ 8.005 km^2. (Figura 1C). A resolução espacial adotada nas análises foi de 1 km (Figura 1D). A representação dos mapas de compensação foi feita utilizando o *software* ArcGIS versão 10.1.

CC BY NC ND

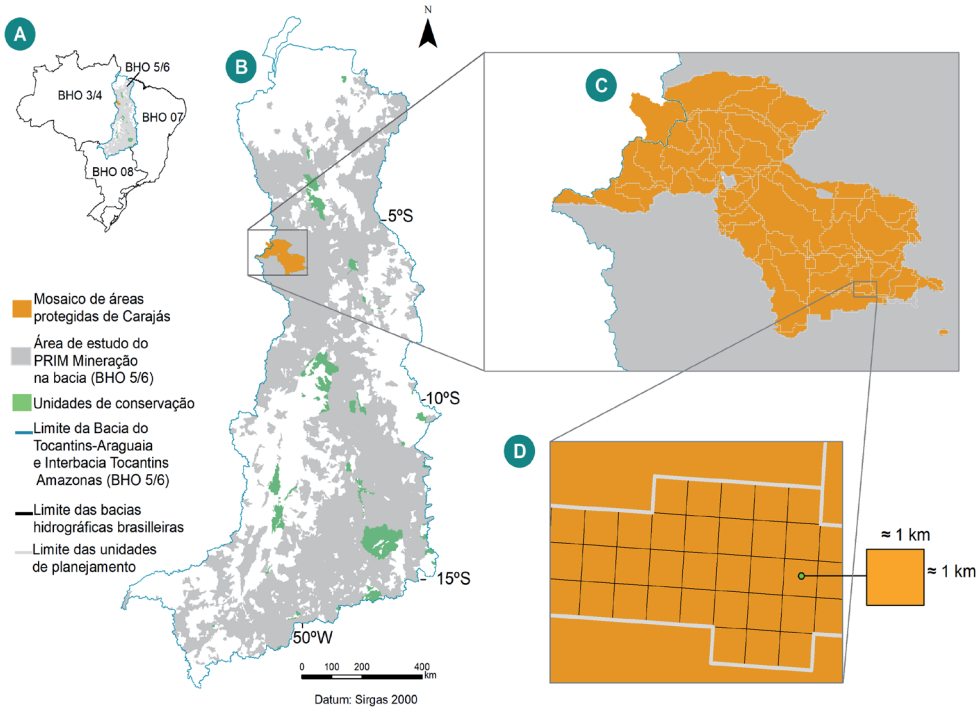


Figura 1 – Abrangência e resolução espacial utilizadas no PRIM Mineração, com destaque para o mosaico de áreas protegidas de Carajás. (A) Bacias Hidrográficas Ottocodificadas: Bacia Amazônica e Interbacia Orinoco-Amazonas (BHO 3/4), Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins-Amazonas (BHO 5/6), Interbacia Tocantins-Prata (BHO 7), Bacia Paraná-Prata-Paraguai (BHO 8); (B) Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins-Amazonas (BHO 5/6); (C) mosaico de áreas protegidas de Carajás; (D) exemplo de unidade de planejamento e resolução espacial.

Alvos de conservação

Os alvos de conservação são os componentes da biodiversidade (fauna, flora, ambientes singulares e serviços ecossistêmicos) sensíveis aos impactos potenciais decorrentes da mineração. O PRIM Mineração utilizou esses quatro componentes para mapear a sensibilidade da biodiversidade, com cada alvo avaliado em termos de resistência e resiliência aos impactos da mineração. Para os mapas de compensação, no entanto, foram utilizados os componentes da fauna, flora e ambientes singulares.

Dentre os critérios adotados para inclusão de uma espécie da fauna estão as características ecológicas, categorias de risco de extinção e extensão de ocorrência potencialmente afetada. Para a flora foram ainda consideradas informações como forma de vida, tipo de substrato habitado e síndrome de dispersão das espécies como características relevantes para a seleção e avaliações de sensibilidade aos impactos da mineração. A indicação da lista de espécies sensíveis da fauna e da flora aos impactos da mineração foi realizada pelos Centros Nacionais de Pesquisa e Conservação vinculados ao ICMBio (CNPCs/ICMBio) e pelo Centro Nacional de Conservação de Flora (CNCFlora/JBR), respectivamente, que são os centros de pesquisa federais que contam com a expertise de pesquisadores dos grupos taxonômicos e capacidade de acionamento da rede de colaboradores de institutos e universidades. Estes colaboradores são consultados nos processos de seleção dos alvos e, também, para validação da representação espacial das espécies.

Os ambientes singulares reúnem áreas com atenção especial dada a sua relevância para a manutenção da biodiversidade e a preservação do patrimônio espeleológico susceptíveis às atividades minerárias, todas elas indicadas durante a oficina do PRIM Mineração. Esses alvos de conservação são compostos por camadas que representaram as seguintes informações espaciais: áreas de ocorrência de cavernas, cavernas com dimensões notáveis, cavernas com endemismo extremo, cavernas com congregações excepcionais de morcegos (*bat caves* e *hot caves*), colônias excepcionais em tamanho, áreas úmidas, áreas importantes para reprodução de tartarugas marinhas (praias e bancos de areia), áreas de importância para conservação de mamíferos marinhos, a heterogeneidade de fitofisionomias e as fitofisionomias únicas.

Os ambientes singulares que representam o patrimônio espeleológico sensível foram indicados e espacializados pelo Centro Nacional de Pesquisa e Conservação de Cavernas (CECAV/ICMBio) e colaboradores. Para detalhes de como cada camada representativa dos ambientes singulares sensíveis à mineração foi construída, bem como a fonte dos dados, verificar o Apêndice D do PRIM Mineração [18].

Representação espacial dos alvos de conservação

A representação da distribuição espacial dos alvos de conservação foi realizada de formas distintas para as espécies da fauna e flora sensíveis aos impactos de mineração, em função da disponibilidade de informações sobre a distribuição e dos registros de ocorrência (Figura 2). Em relação à fauna a distribuição da espécie foi, preferencialmente, modelada a partir de registros levantados na base de dados do Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE [20] e registros enviados pelos CNPCs. A modelagem de espécies foi realizada seguindo protocolos específicos de modelagem para os diferentes grupos da fauna [24], utilizando o pacote R *enmtml* [25]. Para as espécies que não atenderam aos critérios exigidos nos modelos de distribuição espacial, isto é, apresentaram menos de cinco registros de ocorrência, utilizou-se polígonos de especialista. Para a flora, foram utilizados os polígonos de precisão para as representações espaciais, disponibilizados pelo CNC-FLORA/JBR.

Foram utilizados diferentes protocolos para a modelagem de distribuição potencial das espécies da fauna terrestre, terrestre migradoras e aquáticas com mais de cinco registros espacialmente distintos (Tabela 1). A definição dos protocolos específicos para a modelagem de espécies foi desenvolvida em âmbito de grupo técnico que incluiu a Coordenação de Ações Integradas para Conservação de Espécies (COESP/ ICMBio) e a Universidade Federal de Goiás (UFG) e que culminaram na publicação de um artigo científico que traz informações metodológicas adicionais e discussão sobre os avanços desta abordagem na produção de modelos mais precisos e conservadores e sua importância nas análises de planejamento sistemático da conservação (PSC)[24].

A representação espacial das espécies dos alvos de conservação foi sobreposta a área de cada uma das bacias para identificação dos componentes presentes em cada região hidrográfica. Especificamente para a fauna e flora foram adotados dois critérios para que estes permanecessem como alvos na bacia: (i) que a espécie possuísse valor ≥ 10% de distribuição na bacia ou (ii) que a distribuição da espécie ocupasse 10% da área da bacia. O estabelecimento destes limites justifica-se pela necessidade de retirar da listagem de alvos aqueles com distribuição marginal e/ou residual na bacia, o que enviesaria a análise de priorização.

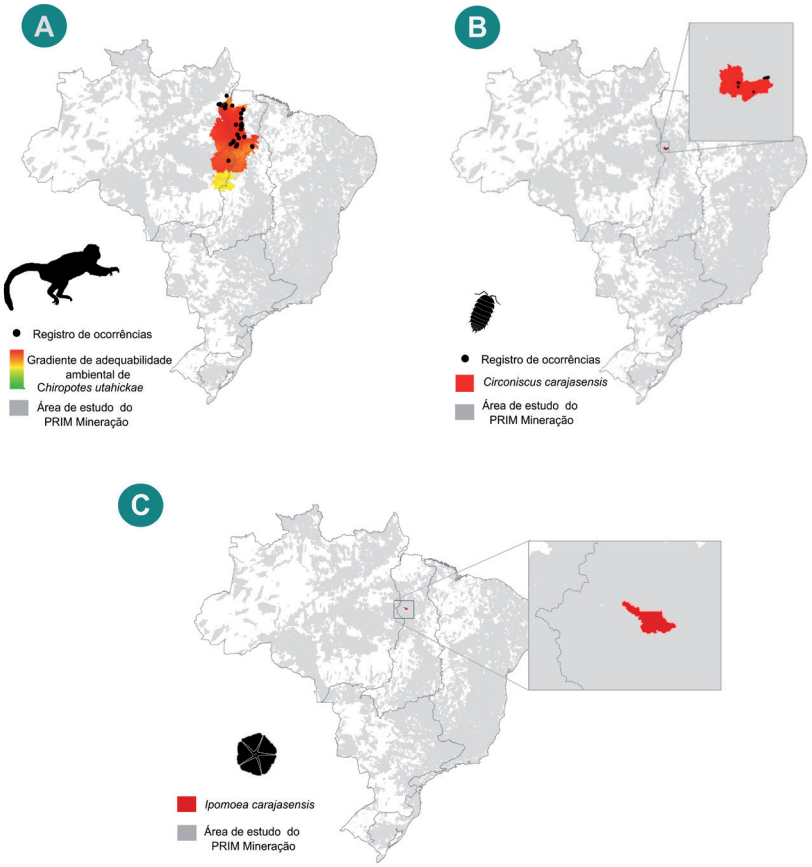


Figura 2 – Exemplos dos métodos usados para representação espacial dos alvos de conservação da fauna e flora: (A) Modelo de distribuição potencial de *Chiropotes utahickae* Hershkovitz, 1985; (B) Ottobacias de ocorrência de *Circoniscus carajasensis* Campos-Filho & Araujo, 2011 (Polígono de Especialista); e (C) Polígono de Especialista por buffer de precisão de *Ipomoea carajasensis* Austin, 1981.

CC BY NC ND

Tabela 1 – Abordagens dos modelos de distribuição potencial utilizados para representar alvos de conservação da fauna. Destaque para as bases de dados utilizadas como variáveis ambientais preditoras; os algoritmos aplicados (*Support Vector Machine* – SVM, *Maxent* – MXD, *Random Forest* – RDF, *Gausian-Bayesian* – GAU); os métodos de partição de dados para avaliação dos modelos; os parâmetros para modelo consenso (SUP – valores superiores à média do *threshold Jaccard*) e controle de restrição espacial.*A partição de dados utilizada na modelagem de distribuição potencial diferiu conforme o número de registros únicos disponíveis: espécies com menos de 30 registros (Bloco) e espécies com mais de 30 registros (Bootstrap). Para maiores detalhes sobre a modelagem, ver Pimenta *et al.* 2022 [24].

Modelos de distribuição potencial							
Critério	Táxons	Parâmetros dos modelos					
		Variáveis ambientais	Algoritmos	Partição de dados*	Threshold	Ensemble	Controle
Espécies terrestres	Répteis e anfíbios, mamíferos, aves não migratórias, invertebrados	Bioclim	SVR, MXD, RDF, GAU	Bloco/ Bootstrap-70/30- com 10 réplicas	Jaccard	SUP	Presença
	Aves migratórias	Bioclim + Camadas de habitat costeiros	SVR, MXD, RDF, GAU	Bloco/ Bootstrap-70/30- com 10 réplicas	Jaccard	SUP	Presença
Espécies aquáticas	Peixes	Hidroatlas	SVR, MXD, RDF, GAU	Bloco/ Bootstrap-70/30- com 10 réplicas	Jaccard	SUP	Conectividade de bacias hidrográficas

Mapas de grupos para compensação ambiental

A construção dos mapas foi realizada a partir de uma análise de similaridade na composição dos alvos de conservação de fauna, flora e ambientes singulares entre as unidades de planejamento, calculando-se a proporção de alvos compartilhados entre duas unidades em relação ao total de alvos, por meio do índice de distância Bray-Curtis [26]. Aqui todas as UPs que pertenciam a uma mesma UC foram agrupadas e consideradas como únicas. A partir da matriz de similaridade construída com este índice, foi elaborado um agrupamento hierárquico aglomerativo, no qual se utilizou como método de ligação a média aritmética da similaridade entre as unidades de planejamento (UPGMA – *unweighted pair group method with arithmetic mean*), que pode ser representada por um dendrograma [26]. Em seguida, as UPs que compartilham mais de 50% ou mais de 75% de similaridade na composição dos alvos de conservação foram espacialmente dissolvidas, formando, respectivamente, os grupos (50%) e agrupamentos (75%) para compensação ambiental. As análises necessárias para construção dos agrupamentos hierárquicos foram realizadas por meio do pacote *vegan*, implementado no programa estatístico R [27].

As análises de similaridade utilizadas para construção dos mapas de compensação utilizam o índice de Bray-Curtis. Essa métrica é amplamente utilizada na ecologia para quantificar a similaridade entre dois locais (amostras) em termos de composição de espécies [28]. Esse índice é particularmente útil por ter bom desempenho com dados de contagem (como abundância de espécies ou valores de adequabilidade ambiental), assim ele consegue analisar os dados extraídos dos mapas de especialista (binários) e dos modelos de distribuição ambiental (contínuos) conjuntamente. [29]. Isso é importante para avaliar a similaridade de *habitat* que possuem as mesmas espécies, mas com diferentes adequabilidades ambientais, permitindo ser usado em estudos com diferentes tipos de dados ecológicos, como no caso dos PRIMs.

Resultados e Discussão

Ao avaliar toda a área de estudo do PRIM Mineração, 690 espécies da fauna e 1.205 espécies da flora foram considerados sensíveis aos impactos crônicos da mineração. Predominam aquelas de distribuição restrita e baixa capacidade de dispersão, troglóbias ou que exibem áreas preferenciais de forrageamento e reprodução e que, portanto, podem ser localmente suprimidas diante dos impactos cumulativos da atividade de mineração. Na Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins-Amazonas (BHO 5/6) foram registradas 98 espécies da fauna consideradas sensíveis com distribuição sobreposta à bacia e 86 espécies da flora. Particularmente para o mosaico de áreas protegidas de Carajás foram identificadas 27 espécies da fauna e 38 espécies da flora (Tabela 2).

CC BY NC ND

Tabela 2 – Lista de alvos de conservação considerados sensíveis no âmbito do PRIM Mineração e que possuem distribuição potencial sobreposta às UCs do mosaico de áreas protegidas de Carajás.

	Filo	Classe	Alvos de conservação	FLONA Tapirapé-Aquiri	REBIO Tapirapé	FLONA de Itacaiunas	FLONA Carajás	PARNA Campos Ferruginosos	APA do Igarapé Gelado
Fauna	Arthropoda	Arachnida	*Carajas paraua* Brescovit & Sánchez-Ruiz, 2016*				X	X	X
			Charinus ferreus Giupponi & Miranda, 2016				X	X	
			Drymusa spelunca Rheims & Brescovit, 2006				X	X	
			Harmonicon cerberus Pedroso & Baptista, 2014				X		
			Leptokoenenia thalassophobica Souza & Ferreira, 2013				X	X	
		Diplopoda	*Pseudonannolene spelaea* Iniesta & Ferreira, 2013				X		
		Insecta	*Coarazuphium amazonicus* Pellegrini & Ferreira, 2017				X		X
			Copelatus cessaima Caetano, Bená & Vanin, 2013				X	X	X
		Malacostraca	*Circoniscus buckupi* Campos-Filho & Araujo, 2011				X	X	
			Circoniscus carajasensis Campos-Filho & Araujo, 2011				X	X	X
	Chordata	Actinopterygii	*Mylesinus paucisquamatus* Jégu & Santos, 1988*	X	X		X	X	X
			Roestes itupiranga Menezes & Lucena, 1998	X	X				
			Scobinancistrus pariolispos Isbrücker & Nijssen, 1989*		X				
		Aves	*Calidris pusilla* (Linnaeus, 1766)*	X	X	X	X	X	X
			Herpsilochmus pectoralis Sclater, 1857*	X	X	X	X	X	X
			Limnodromus griseus Gmelin, 1789*	X	X	X	X	X	X
			Morphnus guianensis (Daudin, 1800)*	X	X	X	X	X	X
			Oxyruncus cristatus tocantinsi Chapman, 1939	X	X	X	X	X	X
			Pdrocnias albus wallacei Oren & Novaes, 1985*+	X	X	X	X	X	X
			Sporophila maximiliani (Cabanis, 1851)*	X	X	X	X	X	X
			Tigrisoma fasciatum (Such, 1825)*	X	X	X	X	X	X
		Mammalia	*Chiropotes utahickae* Hershkovitz, 1985*	X	X	X	X	X	X
			Furipterus horrens (Cuvier, 1828)*	X	X	X	X	X	X
			Inia araguaiaensis Hrbek, Farias, Dutra & Da Silva, 2014*	X	X	X	X	X	X
			Lonchorhina aurita Tomes, 1863*	X			X	X	X
			Natalus macrourus (Gervais, 1856)*	X		X	X	X	X
			Ptenotura brasiliensis Menezes & Lucena, 1998*	X	X				X
		Liliopsida	*Axonopus carajasensis* Bastos 1991	X	X		X		X
			Bulbostylis cangae Nunes & Gil, 2017				X	X	X
			Eleocharis pedrovianae Nunes, Trevis & Gil, 2016				X	X	X
			Eriocaulon carajense Moldenke, 1973				X	X	X
			Paspalum cangarum Moura, Viana & Oliveira, 2018				X	X	
			Paspalum carajasense Denham, 2005				X	X	X
			Philodendron carajasense Gonçalves & Arruda, 2014				X	X	X
			Sporobolus multiramosus Longhi-Wagner & Boechat, 1993				X	X	X
			Syngonanthus discretifolius (Moldenke) Watan, 2015				X	X	X
			Uleiorchis longipedicellata Cardoso & Ilk.-Borg, 2015				X		X
			Xyris brachysepala Kral, 1988				X	X	X

Flora	Tracheophyta	Lycopodiopsida	*Isoetes cangae* Pereira, Salino & Stützel, 2016				X	X	
			Isoetes serracarajensis Pereira, Salino & Stützel, 2016				X	X	X
		Magnoliopsida	*Borreria elaiosulcata* Cabral & Miguel 2012				X	X	
			Borreria heteranthera Sobrado & Cabral, 2015				X	X	X
			Buchnera carajasensis Scatigna & Mota, 2017				X	X	
			Carajasia cangae Salas, Cabral & Dessein, 2015				X	X	
			Cavalcantia glomerata (Barroso & King) King & Rob, 1980				X	X	
			Cissus apendiculata Lombardi, 1996	X	X	X	X	X	X
			Cuphea carajasensis Lourteig, 1987				X		
			Daphnopsis filipedunculata Nevling & Barringer, 1993				X	X	X
			Erythroxylum carajasense (Plowman) Costa-Lima, 2018				X	X	X
			Erythroxylum nelson rosae Plowman, 1984	X	X	X	X	X	X
			Ipomoea carajasensis Austin, 1981	X	X	X	X		X
			Ipomoea cavalcantei Austin, 1981				X	X	X
			Jacaranda carajasensis Gentry, 1992	X	X	X	X	X	X
			Matelea microphylla Morillo, 1988				X		X
			Mimosa skinneri var *carajarum* Barneby, 1991	X	X		X	X	X
			Monogereion carajensis Barroso & King, 1971	X	X	X	X	X	X
			Parapiqueria cavalcantei King & Rob, 1980				X	X	
			Peperomia albopilosa Monteiro, 2018				X	X	X
			Peperomia pseudoserratirhachis Monteiro, 2018				X	X	
			Perama carajensis Kirkbr, 1980				X	X	X
			Picramnia ferrea Pirani & Thomas, 1988	X			X	X	X
			Pleroma carajensis Rocha, Goldenb & Mey, 2017				X	X	X
			Pradosia granulosa Pires & Penn, 1990	X	X				
			Sinningia minima Araujo & Chautems, 2015				X	X	X
			Utricularia physoceras Taylor, 1986				X	X	X
Ambientes singulares			Áreas úmidas	X			X	X	X
			bat caves					X	
			Cavernas com dimensões notáveis				X	X	
			Fitofisionomias únicas				X	X	
			Heterogeneidade de fitofisionomias	X	X	X	X	X	X
			hot caves					X	
			Rochas ferruginosas	X		X	X	X	X
			Rochas ferruginosas/siliciclásticas	X		X	X	X	

*Alvos de conservação da fauna que foram representados espacialmente por modelos de distribuição potencial e que não necessariamente possuem registros de ocorrências no mosaico de áreas protegidas de Carajás e homologadas no Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE.

+ O táxon atualmente é avaliado à nível de espécie, no entanto, à época da construção dos modelos de distribuição potencial, era avaliado como subespécie.

Como o conhecimento da ocorrência das espécies tende a ser incompleto e restrito a algumas coordenadas pontuais, a modelagem de distribuição potencial se torna uma robusta ferramenta para estimar ambientes com características ambientais mais adequadas para a manutenção das espécies. Tal abordagem é importante na gestão de espécies ameaçadas, pois ajuda a estimar a real distribuição delas, a identificar *habitat* potenciais para recuperação e áreas onde programas de reintrodução podem ser

bem-sucedidos. Dezesseis das 27 espécies da fauna consideradas sensíveis aos impactos da mineração, no âmbito do PRIM Mineração e presentes no mosaico de áreas protegidas de Carajás (Tabela 2), foram representadas espacialmente através de modelos de distribuição potencial. Dessas espécies, algumas podem não ter registros de ocorrência dentro das UCs, mas apresentam grande potencial de ocorrerem na região. Para controlar eventuais erros de comissão, os PRIMs adotam abordagens restritivas de distribuição potencial (Tabela 1), com controles de restrição dos modelos e validações das representações espaciais por especialistas nos grupos taxonômicos. E, assim, garante uma maior qualidade dos dados para a gestão ambiental estratégica da região.

Embora haja para o PRIM Mineração uma alta prevalência por espécies e ambientes singulares com distribuição restrita, o que resulta em uma similaridade baixa entre as UPs, especificamente para a Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins-Amazonas (BHO 5/6), foram encontrados padrões espaciais bem delimitados na formação dos conjuntos (Figura 3). A análise de similaridade na composição de alvos de conservação sensíveis aos empreendimentos minerários agrupou 5.078 unidades de planejamento em cinco grupos para a compensação ambiental, com ao menos 50% de similaridade e 49 agrupamentos em que no mínimo 75% da similaridade é atingida (Figura 4). O dendrograma de similaridade mostrou-se bastante robusto, com correlação cofenética igual a 0,9297.

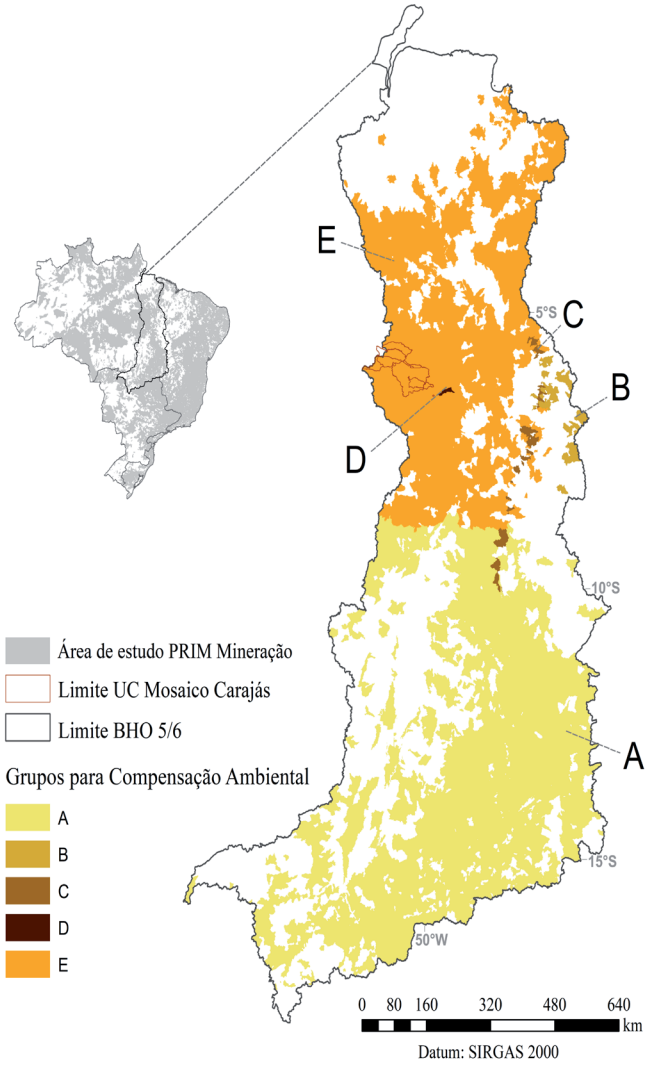


Figura 3 – Mapa de grupos para compensação ambiental da Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins-Amazonas (BHO 5/6), resultante do PRIM Mineração, onde localiza-se o mosaico de UCs de áreas protegidas da região de Carajás. As diferentes cores e letras indicam os cinco grupos de compensação identificados.

O Grupo "A" é o maior deles, localizado na região centro sul da bacia, reúne 60% das UPs da BHO 5/6, ou seja, todas as UPs presentes dentro deste grupo compartilham no mínimo 50% na composição dos alvos de conservação, seguido pelo Grupo "E" com 36% das UPs da bacia. Esses dois grandes grupos refletem, provavelmente, uma distinção na composição da biodiversidade associada aos biomas Amazônia e Cerrado. Ainda, as UCs presentes dentro desses grupos possuem um maior potencial de receber os esforços de compensação por ter maior similaridade com a maioria das áreas de interesse de minério na BHO 5/6. Outros três grupos (B, C e D) detêm juntos os 4% restantes das UPs. Embora esses grupos compartilhem muitos dos alvos de conservação, quantitativamente a adequabilidade ambiental é baixa e por isso formam grupos únicos.

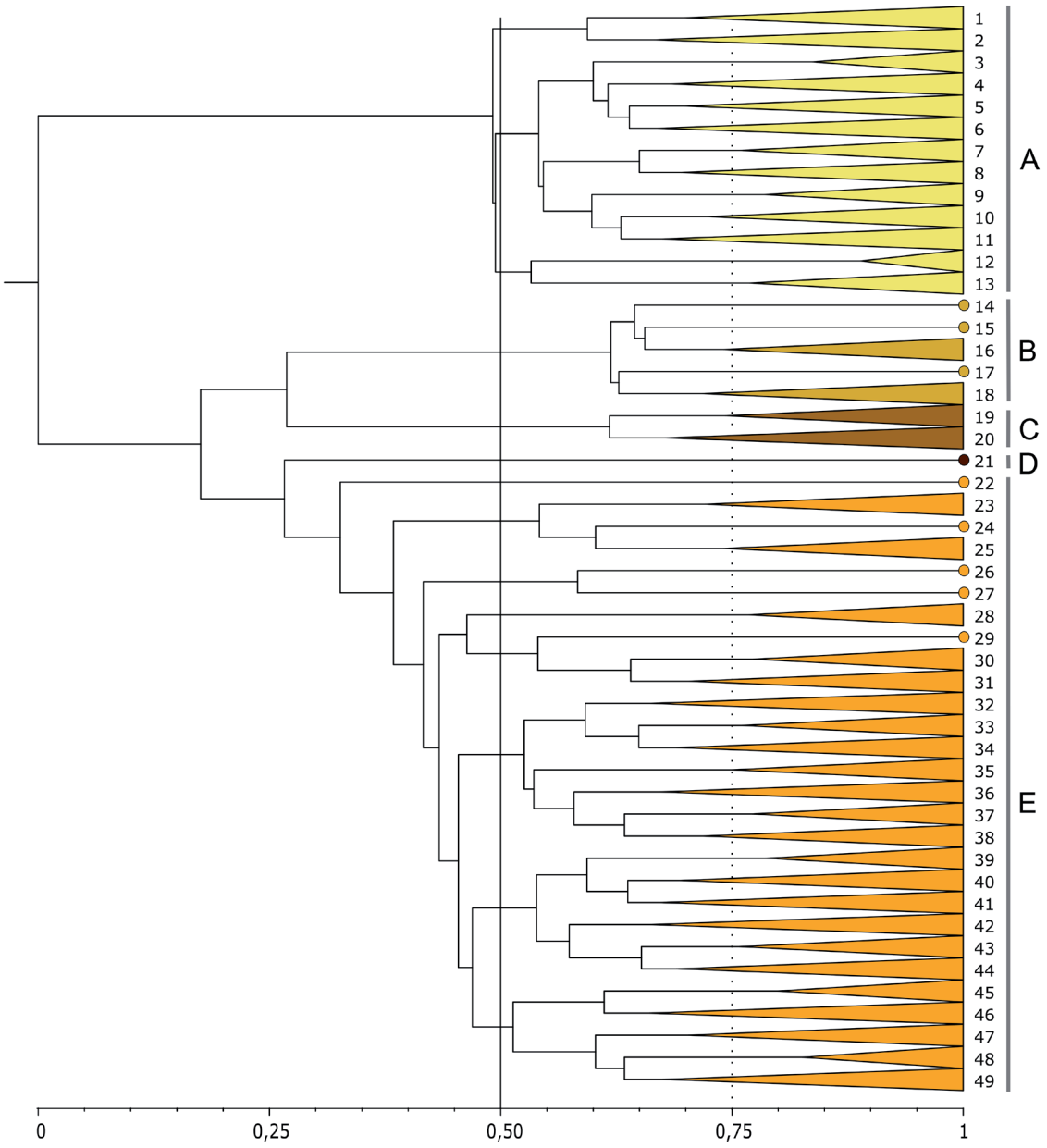


Figura 4 – Dendrograma de similaridade entre os cinco grupos (representados por letras) e os 49 agrupamentos (representados por números) para a Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins-Amazonas (BHO 5/6).

Todas as UCs do mosaico de áreas protegidas de Carajás pertencem ao Grupo E, no entanto, elas se diferem quanto ao Agrupamento do qual fazem parte (Figura 5). A FLONA de Carajás e o PARNA Campos Ferruginosos compõem o Agrupamento 28, já a REBIO Tapirapé, FLONA Tapirapé-Aquiri, FLONA Itacaiunas, APA do Igarapé Gelado e o entorno do Mosaico, formam o Agrupamento 31.

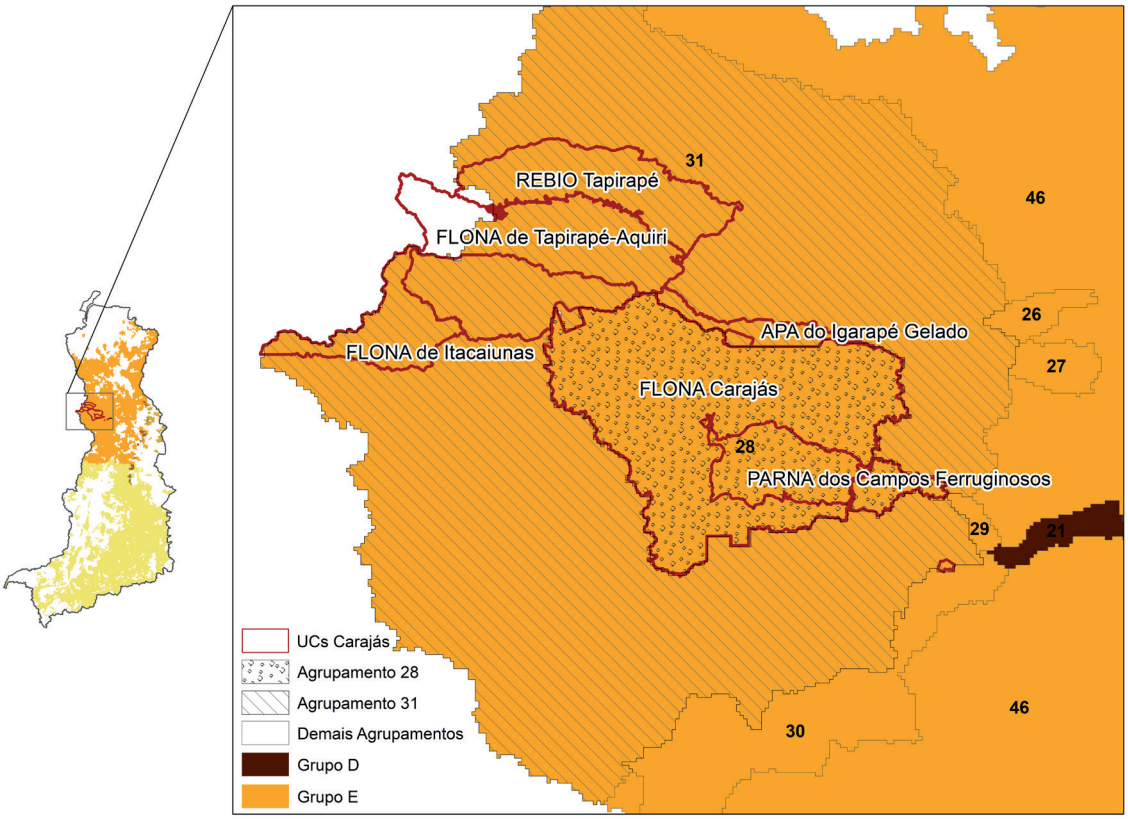


Figura 5 – Grupos e agrupamentos da Bacia do Tocantins-Araguaia e Interbacia Tocantins-Amazonas (BHO 5/6), PRIM Mineração, com detalhe para a região do mosaico de áreas protegidas de Carajás.

Ao analisar o dendrograma (Figura 4) e o mapa de grupos para compensação (Figura 5) é possível verificar que as UPs à sudeste do mosaico (Agrupamentos 29 e 30), apesar de serem mais distantes, possuem maior similaridade na composição de alvos de conservação com as UCs REBIO Tapirapé, FLONA Tapirapé-Aquiri, FLONA Itacaiunas e APA do Igarapé Gelado. E aponta a singularidade do Agrupamento 28, composto pela FLONA de Carajás e PARNA Campos Ferruginosos.

A singularidade desse agrupamento deve-se, em grande parte, à presença das cangas e às espécies endêmicas a elas associadas. Mesmo na escala de paisagem abrangida pelo PRIM Mineração, foi possível observar que a FLONA de Carajás e o PARNA dos Campos Ferruginosos apresentam uma diversidade única. Portanto, qualquer atividade realizada dentro da FLONA deve considerar, de forma mais detalhada, os componentes da biodiversidade que possam ser afetados.

No PRIM Mineração as cangas foram consideradas como uma única camada de ambiente singular [18], não considerando a heterogeneidade de geossistemas associadas a esse ambiente [30] [31][32]. Uma abordagem que utiliza o conceito de geossistema para analisar a paisagem é a mais adequada para lidar com a ampla variedade de ambientes que compõem os domínios dos substratos ferruginosos, ocupados por diferentes tipos de vegetação. Os fatores relacionados ao solo são fundamentais na estruturação das paisagens dos altos relevos das formações ferríferas de Carajás. A identificação dos geoambientes permite examinar a influência do substrato, incluindo a dinâmica hidrológica que afeta a distribuição das diferentes fisionomias de vegetação [32].

Os renomados campos ferruginosos de Carajás são considerados um dos tipos mais raros de campos rupestres na Amazônia, caracterizados por um elevado grau de endemismo e pela presença

das maiores jazidas de minério de ferro [33]. Para conciliar a exploração mineral com a conservação da biodiversidade, especialmente nos ecossistemas associados às cangas, é necessário um planejamento que, de um lado, proteja os campos ferruginosos da mineração e, de outro, permita a atividade minerária com o mínimo possível de perda de biodiversidade, considerando também os custos logísticos. Esse planejamento deve estar fundamentado no melhor conhecimento científico disponível e requer uma intensa negociação entre setores com objetivos divergentes. Essas discussões têm sido feitas na elaboração e revisão do Plano de Manejo da FLONA de Carajás, e é uma importante ferramenta para manutenção dos ambientes singulares, fauna e flora associadas às cangas [34].

Para que as medidas compensatórias sejam eficazes na conservação da biodiversidade, é crucial o uso de critérios rigorosos que orientem a escolha e a implementação dessas medidas. Os métodos de análise de similaridade de espécies são ferramentas fundamentais em ecologia e conservação, pois permitem comparar a composição de espécies entre diferentes áreas. Esses métodos ajudam a avaliar a proximidade ecológica entre comunidades biológicas, assegurando que as áreas selecionadas para compensação sejam ecologicamente equivalentes às áreas afetadas. Isso implica que a compensação deve ocorrer em locais com características semelhantes em termos de composição de espécies, estrutura de *habitat*, funções ecológicas e resiliência. Sem essa equivalência, corre-se o risco de que a compensação não substitua de forma adequada a biodiversidade e os serviços ecossistêmicos perdidos.

Conclusões

O PRIM Mineração destaca 690 espécies da fauna e 1.205 espécies da flora sensíveis aos impactos crônicos da mineração para todo o país. A análise de similaridade entre as UPs revelou padrões espaciais bem definidos, agrupando unidades de planejamento com até 50% de similaridade em grupos e UPs com alta similaridade (no mínimo 75%) em agrupamentos, sendo uma importante ferramenta para auxiliar no processo de compensação ambiental. A FLONA de Carajás e o PARNA Campos Ferruginosos formou um agrupamento único, enquanto outras UCs do Mosaico de Carajás integraram outro agrupamento.

A singularidade da biodiversidade presente no mosaico de Carajás requer que a tomada de decisão para compensação ambiental considere informações obtidas em escala local, para garantir de que não haja perda líquida da biodiversidade e de *habitat* específicos únicos. Os resultados dos PRIM Mineração, como uma ferramenta suplementar às regras normativas vigentes, limitam-se à escala regional, com apontamentos de informações que devem ser minimamente consideradas a respeito da biodiversidade sensível, direcionando as medidas compensatórias. Ressalta-se, todavia, que o estabelecimento das ações e programas devem ser alicerçados em dados ainda mais finos, para serem capazes de resguardar as peculiaridades ambientais típicas da região.

Referências

1. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE 2024. https://salve.icmbio.gov.br/ (accessed September 4, 2024).

2. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Espeleologia e Licenciamento Ambiental 2019:1–262. https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/centros-de-pesquisa/cavernas/publicacoes/espeleologia_e_licenciamento_ambiental.pdf (accessed March 19, 2024).

3. Jacobi CM, do Carmo FF, de Campos IC. Soaring Extinction Threats to Endemic Plants in Brazilian Metal-Rich Regions. Ambio 2011;40:540–3. https://doi.org/10.1007/s13280-011-0151-7.

4. Instituto Brasileiro de Mineração. Gestão para a sustentabilidade na mineração. 2013. https://ibram.org.br/wp-content/uploads/2021/02/00004089.pdf (accessed August 13, 2018).

5. Ministério de Minas Energia. Plano Nacional de Mineração 2050 - Sustentabilidade e Competitividade. n.d. https://www.gov.br/mme/pt-br/assuntos/secretarias/geologia-mineracao-e-transformacao-mineral/pnm-2050 (accessed April 4, 2023).

6. Instituto Brasileiro de Mineração. Relatório anual de atividades - Junho/2016 a Junho/2017 2017. https://ibram.org.br/relatorios-de-atividades/ (accessed November 19, 2017).

7. Lindenmayer ZG, Laux JH, Teixeira JBG. Considerações sobre a origem das formações ferríferas da formação Carajás, Serra dos Carajás. Revista Brasileira de Geociências 2001;31:21–8. https://doi.org/10.25249/0375-7536.20013112128.

8. Martins FD, Carvalho AS, Ribeiro KT. Inserção territorial e histórica da Floresta Nacional de Carajás e sua relação com a mineração. In: Martins FD, Kamino

LHY, Ribeiro KT, editors. Projeto Cenários: Conservação de campos ferruginosos diante da mineração em Carajás, Tubarão/SC: Copiart; 2018, p. 21–38.

9. Jacobi CM, Carmo FF, Vincent RC, Stehmann JR. Plant communities on ironstone outcrops: a diverse and endangered Brazilian ecosystem. Biodivers Conserv 2007;16:2185–200. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s10531-007-9156-8.

10. Mota N, Silva L, Martins FD, Viana P. Vegetação sobre sistemas ferruginosos da Serra dos Carajás. . In: Carmo FF, Kamino LHY, editors. Geossistemas ferruginosos do Brasil: áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais., Belo Horizonte: 3i Editora; 2015, p. 289–315.

11. Pouresmaieli M, Ataei M, Nouri Qarahasanlou A, Barabadi A. Integration of renewable energy and sustainable development with strategic planning in the mining industry. Results in Engineering 2023;20:101412. https://doi.org/10.1016/j.rineng.2023.101412.

12. Presidência da República (Brasil). Constituição da República Federativa do Brasil de 1988: Art. 225 § 1, Inc. VII. Brasília: Senado Federal: 1988.

13. Quintero JD, Mathur A. Biodiversity offsets and infrastructure. Conservation Biology 2011;25:1121–3. https://doi.org/DOI:10.1111/j.1523-1739.2011.01769.x.

14. McKenney BA, Kiesecker JM. Policy development for biodiversity offsets: a review of offset frameworks. Environ Manage 2010;45:165–76. https://doi.org/https://doi.org/10.1007/s00267-009-9396-3.

15. BBOP. The relationship between biodiversity offsets and impact assessment: A BBOP resource paper. Washington, D.C.: 2009.

16. Presidência da República (Brasil). Lei 9.985 de 18 de julho de 2000. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC. 2000.

17. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Redução de Impactos sobre a Biodiversidade - PRIM 2023:1–45. https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/plano-de-reducao-de-impactos-sobre-a-biodiversidade/saiba-mais (accessed February 6, 2024).

18. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Plano de Redução de Impactos da Mineração sobre a Biodiversidade e o Patrimônio Espeleológico n.d. https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/plano-de-reducao-de-impactos-sobre-a-biodiversidade/prim-mineracao (accessed September 9, 2024).

19. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção. 2018.

20. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Sistema de Avaliação do Risco de Extinção da Biodiversidade – SALVE 2011.

21. Agência Nacional de Águas e Saneamento Básico. Base Hidrográfica Ottocodificada 2017. https://metadados.snirh.gov.br/geonetwork/srv/api/records/0c698205-6b59-48dc-8b5e-a58a5dfcc989 (accessed October 27, 2018).

22. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Mapa Temático e Dados Geoestatísticos das Unidades de Conservação Federais: Limites das Unidades de Conservação Federais 2019. https://www.gov.br/icmbio/pt-br/acesso-a-informacao/paginas-em-migracao/mapa-tematico-e-dados-geoestatisticos-das-unidades-de-conservacao-federais-1 (accessed November 9, 2018).

23. Ministério do Meio Ambiente e Mudança do Clima. I3geo: Download de dados geográficos - Áreas Especiais: Unidades de Conservação Estaduais e Municipais 2019. http://mapas.mma.gov.br/i3geo/datadownload.htm (accessed October 27, 2019).

24. Pimenta M, Andrade A, Fernandes FHS, Amboni MP de M, Almeida RS, Soares AHS de B, et al. One size does not fit all: Priority areas for real world problems. Ecol Modell 2022. https://doi.org/10.1016/j.ecolmodel.2022.110013.

25. Andrade AFA de, Velazco SJE, De Marco Júnior P. ENMTML: An R package for a straightforward construction of complex ecological niche models. Environmental Modelling & Software 2020;125:104615. https://doi.org/10.1016/j.envsoft.2019.104615.

26. Oksanen J. Cluster Analysis: Tutorial with R 2012.

27. Dixon P. VEGAN, a package of R functions for community ecology. Journal of Vegetation Science 2003;14:927–30. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1654-1103.2003.tb02228.x.

28. Clarke KR. Non-parametric multivariate analyses of changes in community structure. Australian Journal of Ecology 1993:117–43. https://doi.org/https://doi.org/10.1111/j.1442-9993.1993.tb00438.x.

29. Runge CA, Tulloch AIT, Possingham HP, Tulloch VJD, Fuller RA. Incorporating dynamic distributions into spatial prioritization. Divers Distrib 2016;22:332–43. https://doi.org/10.1111/ddi.12395.

30. Campos JCF, Castilho AF. Uma visão geográfica da região da Flona de Carajás. In: Martins FD, Castilho AF, Campos J, Hatano FM, Rolim SG, editors. Fauna da Floresta Nacional de Carajás: estudos sobre vertebrados terrestres, Belo Horizonte: AMPLO; 2012, p. 20–63.

31. Schaefer CEGR, Lima Neto E, Corrêa GR, Simas FNB, Campos JF, Mendonça BAF, et al. Geodiversidade dos ambientes de canga na região de Carajás (PA).

Golder Associates Brasil Consultoria e Projetos LTDA/ VALE S.A. Projeto Área Mínima de Canga 2008 - Estudo de similaridade das paisagens de savana metalófila – 1ª Aproximação. Relatório Técnico., Belo Horizonte: GOLDER; 2008, p. 85–102.

32. Campos JCF, Santos FMG dos, Carmo LG do, Filho JA da S, Schaefer CE, Fernandes TN, et al. Geossistemas dos Campos Ferruginosos de Carajás. In: Martins FD, Kamino LHY, Ribeiro KT, editors. Projeto Cenários: Conservação de campos ferruginosos diante da mineração em Carajás, Tubarão/SC: Copiart; 2018.

33. Viana PL, Mota NF de O, Gil A dos SB, Salino A, Zappi DC, Harley RM, et al. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: história, área de estudos e metodologia. Rodriguésia 2016;67:1107–24. https://doi.org/10.1590/2175-7860201667501.

34. Kamino L, Martins F, Ribeiro K. Projeto Cenários: conservação de campos ferruginosos diante da mineração em Carajás 2018. https://www.gov.br/icmbio/pt-br/acesso-a-informacao/acoes-e-programas/pesquisa-avaliacao-e-monitoramento-da-biodiversidade-1/projeto-cenarios-estrategia-de-conservacao-da-savana-metalofila-da-floresta-nacional-de-carajas/Miolo_Cenrios_Divulg_2_V3.pdf (accessed January 27, 2024).

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Refinamento dos limites geográficos da Floresta Nacional do Itacaiúnas, Marabá, Pará

Andreana dos Santos[1]
https://orcid.org/0009-0003-4016-2143
* Contato principal

Manoel Delvo Bizerra dos Santos[1]
https://orcid.org/0009-0009-2220-2977

Alana Pereira Inácio[1]
https://orcid.org/0000-0001-9590-0017

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Núcleo de Gestão Integrada de Carajás/NGI Carajás, Parauapebas/PA, Brasil. <andreanasantos627@gmail.com, manoel-delvo.santos@icmbio.gov.br, alana.inacio.terceirizada@icmbio.gov.br>.

Recebido em 15/09/2024 - Aceito em 01/02/2025

Como citar:

Santos A, Santos MDB, Inácio AP. Refinamento dos limites geográficos da Floresta Nacional do Itacaiúnas, Marabá, Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 152-164. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2697

Palavras-chave: Áreas protegidas; decreto de criação; unidade de conservação.

RESUMO – O processo de verificação dos limites espaciais de uma unidade de conservação (UC), sua localização e desenho, pode ser influenciado por uma série de fatores; no entanto, se considerarmos os objetivos para os quais essas áreas são criadas, é imprescindível que essa verificação seja fundamentada nas informações do memorial descritivo, nos conhecimentos sobre o sistema de áreas protegidas já existente, nas informações geradas por outros entes governamentais e sua inserção na paisagem. A maioria das UCs, após criadas, podem conter distorções nos polígonos, que não chegam a invalidar a criação da unidade, mas que precisam ser corrigidas principalmente quando se pretende realizar a implementação dessas áreas, como, por exemplo, a demarcação. Essa etapa exige uma definição poligonal mais precisa. O refinamento do polígono da Floresta Nacional do Itacaiúnas (FLONA Itacaiúnas) objetivou corrigir pontos de coordenadas que não estavam de acordo com a descrição contida no memorial descritivo do decreto de criação. Os ajustes compreenderam todos os pontos descritos, pois havia grandes distorções nas coordenadas de localização a serem corrigidas, sendo que em alguns pontos essas distorções eram maiores. As incoerências analisadas no polígono da FLONA Itacaiúnas são consideradas erros sistemáticos, corrigidos a partir de simulações em sistema de informação geográfica (SIG). É importante ressaltar que durante os trabalhos de refinamento dos limites da FLONA Itacaiúnas, houve um esforço para delimitação de divisas fáceis de identificar como a utilização de limites naturais ou artificiais, como: rios, estradas e divisas municipais.

Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade

Refinement of the geographical limits of the National Forest of Itacaiúnas, Marabá, Pará

Keywords: Protected areas; creation decree; conservation unit.

ABSTRACT – The process of verifying the spatial limits of a conservation unit, its location and design, can be influenced by a series of factors, however, if we consider the objectives for which these areas are created, it is essential that this verification is based on information the descriptive memorial, knowledge about the existing system of protected areas, information generated by other government entities and their insertion into the landscape. Most conservation units, once created, may contain distortions in the polygons, which do not invalidate the creation of the Unit, but which need to be corrected mainly when the intention is to implement these protected areas, such as demarcation. This step requires a more precise polygonal definition. The refinement of the polygon of the Itacaiúnas National Forest aimed to correct coordinate points that were not in accordance with the description contained in the descriptive memorial of the creation decree. The adjustments included all the points described, as there were large distortions in the location coordinates to be corrected, and in some points these distortions were greater. The inconsistencies analyzed in the FLONA Itacaiúnas polygon are considered systematic errors, corrected based on GIS simulations. It is important to highlight that during the work to refine the limits of FLONA Itacaiúnas, there was an effort to delimit easy-to-identify boundaries such as the use of natural or artificial boundaries such as: rivers, roads and municipal boundaries. The existence of these ends up facilitating the work of refining the perimeter of that unit.

Refinamiento de los límites geográficos del Bosque Nacional de Itacaiúnas, Marabá, Pará

Palabras clave: Áreas protegidas; decreto de creación; unidad de conservación.

RESUMEN – El proceso de verificación de los límites espaciales de una Unidad de Conservación, su ubicación y diseño, puede verse influenciado por una serie de factores, sin embargo, si consideramos los objetivos para los cuales se crean estas áreas, es fundamental que esta verificación se base en información el memorial descriptivo, el conocimiento sobre el sistema existente de áreas protegidas, la información generada por otras entidades gubernamentales y su inserción en el paisaje. La mayoría de las unidades de conservación, una vez creadas, pueden contener distorsiones en los polígonos, que no invalidan la creación de la unidad, pero que necesitan ser corregidas principalmente cuando se pretende implementar estas áreas protegidas, como por ejemplo la demarcación. Este paso requiere una definición poligonal más precisa. El perfeccionamiento del polígono del Bosque Nacional de Itacaiúnas tuvo como objetivo corregir puntos de coordenadas que no estaban de acuerdo con la descripción contenida en la memoria descriptiva del decreto de creación. Los ajustes incluyeron todos los puntos descritos, ya que existían grandes distorsiones en las coordenadas de ubicación a corregir, y en algunos puntos estas distorsiones eran mayores. Las inconsistencias analizadas en el polígono FLONA Itacaiúnas son consideradas errores sistemáticos, corregidos con base en simulaciones SIG. Es importante resaltar que durante los trabajos de afinamiento de los límites de FLONA Itacaiúnas, se buscó delimitar límites fáciles de identificar, mediante el uso de límites naturales o artificiales como: ríos, caminos y límites municipales. La existencia de estos acaba facilitando el trabajo de afinar el perímetro de esa unidad.

Introdução

As áreas protegidas estão entre as ferramentas mais eficazes em fomentar a conservação da natureza e, ao mesmo tempo, promover e apoiar o desenvolvimento sustentável. À medida que transcendem o tempo, renovam-se e adaptam-se a novos contextos e a novas necessidades, mas continuam a contribuir significativamente para responder aos interesses da sociedade no nível da preservação dos vários valores que a natureza representa, e a manutenção dos serviços fornecidos pelos seus ecossistemas.

Além disso, a criação de unidades de conservação (UCs) deve considerar não apenas a preservação dos recursos naturais, mas também a viabilidade desses recursos em longo prazo e a efetiva gestão dessas áreas.

Segundo o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) [1], as UCs são áreas com limites definidos, dentro do território nacional, essas áreas são protegidas por regimes de leis específicos, e tem como propósito garantir sua preservação. O principal objetivo de uma UC é a manutenção da biodiversidade da área, bem como dos recursos naturais e genéticos associados a ela [2].

As UCs, entre outras funções, também têm um papel importante na conservação de espécies raras ou ameaçadas de extinção, na preservação ou recuperação das características naturais de ecossistemas, no estímulo ao desenvolvimento local sustentável, na promoção de pesquisas científicas e atividades educacionais, na proteção de locais de grande beleza cênica, de importância arqueológica ou cultural e na promoção do turismo ecológico [3].

A delimitação e o desenho de uma área protegida são um tema de grande relevância no contexto da conservação da biodiversidade. Milano [4] recomenda que os trabalhos de delimitação de uma UC sejam iniciados admitindo-se fronteiras relativamente amplas para que, a partir dessa situação, sejam feitos os ajustes necessários.

O refinamento de um *shapefile* (SHP) associado a uma UC é uma etapa essencial para garantir a precisão dos limites geográficos e a eficácia na gestão dessas áreas protegidas. As UCs são territórios delimitados por legislação específica com o objetivo de conservar os recursos naturais, preservar a biodiversidade e promover o uso sustentável dos recursos por comunidades tradicionais ou outras populações locais. Nesse contexto, a qualidade dos dados espaciais que representam esses territórios tem um impacto direto na implementação de políticas públicas, na fiscalização e no planejamento ambiental.

O processo de refinamento do SHP de uma UC envolve a revisão, atualização e ajuste dos limites geográficos com base em dados precisos, como imagens de satélite de alta resolução, levantamentos de campo e mapas históricos. A verificação dos limites espaciais de uma UC pode ser influenciada por uma série de fatores; no entanto, se considerarmos os objetivos para os quais essas áreas são criadas, é imprescindível que essa verificação seja fundamentada nas informações do memorial descritivo e nos conhecimentos sobre o sistema de áreas protegidas já existente, nas informações geradas por outros entes governamentais e sua inserção na paisagem.

Com isso, o refinamento do polígono da Floresta Nacional do Itacaiúnas (FLONA Itacaiúnas) teve como objetivo corrigir inconsistências que não estavam de acordo com a descrição contida no memorial descritivo do decreto de criação, eliminando assim as ambiguidades e garantindo que os limites estejam em conformidade com os decretos legais que definem a UC.

Material e Métodos

Área de estudo

A FLONA Itacaiúnas é uma UC de uso sustentável e foi criada através do Decreto nº 2.480 [5], de 2 de fevereiro de 1998, com uma área total de 141,400.00 ha, situada no município de Marabá, no estado do Pará (Figura 1).

A criação da FLONA Itacaiúnas teve como objetivo o manejo de uso múltiplo de forma sustentável dos recursos naturais e renováveis, a manutenção da biodiversidade, proteção dos recursos hídricos, recuperação das áreas degradadas, educação florestal e ambiental, manutenção de amostras do ecossistema amazônico e o apoio ao desenvolvimento sustentável dos recursos naturais limítrofes da área.

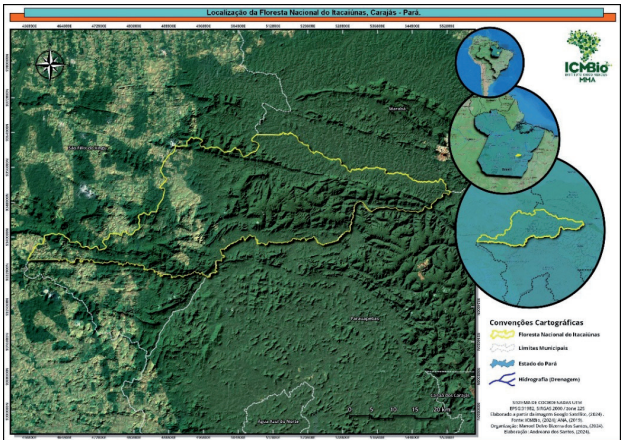


Figura 1 – Mapa de Localização da Floresta Nacional do Itacaiúnas.
Fonte: NGI Carajás.

O clima da região da FLONA Itacaiúnas, segundo a classificação de Köppen, pode ser enquadrado no tipo "Aw" tropical chuvoso com secas no período do inverno. Os parâmetros que definem esse tipo climático são: um forte período de estiagem coincidindo com o inverno do hemisfério sul, o alto valor total da precipitação anual e a temperatura mensal sempre acima de 18 °C.

A FLONA Itacaiúnas está situada nos sistemas hidrográficos Araguaia-Tocantins e Xingu. As drenagens vinculadas ao sistema hidrográfico Araguaia-Tocantins são representadas pela bacia do rio Itacaiúnas, cujos principais afluentes na FLONA Itacaiúnas são o rio Itacaiúnas, o rio Cinzento, e o rio Aquiri.

A análise dos limites da FLONA Itacaiúnas foi realizada tendo como base documentos técnicos e legais e também o uso do sistema de informações geográficas Qgis versão 3.16.16. Diversas bases cartográficas e imagens foram usadas como orientação para a obtenção de dados relevantes sobre a área. Entretanto, o refinamento foi realizado de acordo com as imagens CBERS-4A com 2 m de resolução espacial, salvo onde não foi possível devido à resolução das imagens, optando-se assim por uma base de dados também confiável tal como as imagens de satélite do próprio Qgis.

A delimitação para o refinamento da FLONA Itacaiúnas resultou da sobreposição de informações de mapas temáticos da área de estudo que foram elaborados com escala de 1:150.000, no sistema de coordenadas UTM (Universal Transversa de Mercator) e o Datum SIRGAS 2000 (Sistema de Referência Geocêntrico para as Américas)/zona 22s. foram alcançadas através do geoprocessamento, auxiliando na descrição e no entendimento do refinamento desse espaço geográfico.

Os mapeamentos necessários à pesquisa foram realizados a partir do emprego das bases cartográficas raster do Ministério da Ciência, Tecnologia e Informação, Instituto Nacional de Pesquisas Espaciais (INPE), *shapefile* do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE); Ministério do Meio Ambiente (MMA); Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), mapa base Ministério da Ciência, Tecnologia e Informação, INPE com as seguintes imagens CBERS4A_WPM_L4_DN: WPM21412020200805, WPM21312020200810, WPM21212020200815, 21412120200805, WPM21312120200810, WPM21212120200815 e imagens Google Satélite, ENSRI Satélite, Bing Satélite do Qgis aqui mensionado.

Resultados e Discussão

Analise técnica do *shape* oficial

Segundo a Nota Técnica nº 72/2023 [6], considerando a Figura 2 a seguir, a análise foi realizada com destaque para os seguintes tópicos:

- ponto de partida cravado na foz do rio Cinzento; posição da linha ao longo da margem esquerda seguindo a montante o rio Itacaiúnas, seguindo o sentido sudoeste do mesmo (entre os pontos P1 e P2);
- ponto cravado na foz do rio Aquiri, seguindo a margem esquerda a montante sentido sudoeste (entre os pontos P2 e P3); linha reta na face sudoeste (entre os pontos P3 e P4);
- ponto cravado na linha divisória dos municípios de Marabá e São Félix do Xingu; deste segue-se a referida linha divisória dos municípios no sentido nordeste (entre os pontos P4 e P5);
- ponto cravado na linha divisória dos municípios de Marabá e São Félix do Xingu; deste segue-se linha reta até a cabeceira do rio Cinzento (entre os pontos P5 e P6);
- ponto cravado na cabeceira do rio cinzento; deste segue-se a jusante do referido rio pela sua margem direita no sentido sudeste (entre os pontos P6 e P1), o refinamento de todo o limite teve como base as imagens CBERS-4ª, Google Satélite e também a sobreposição dos municípios limítrofes com a UC em questão.

As alterações após o refinamento ocorreram em todos os pontos, porém as maiores aconteceram nos pontos P1, P2, P4, P5 e P6, e em menor escala, entre P2 e P3.

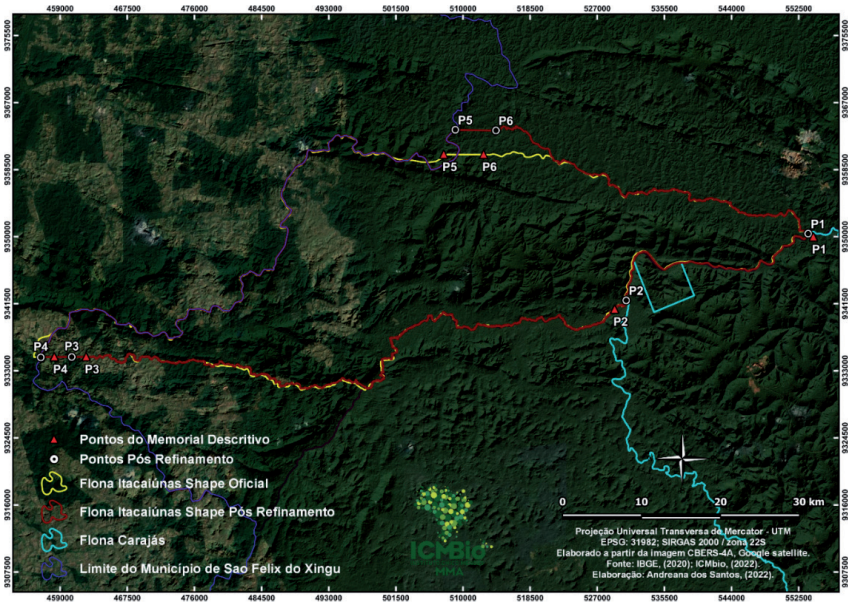


Figura 2 – Situação do limite da FLONA Itacaiúnas antes e depois do refinamento, apresentando as áreas que sofreram maior alteração, além dos pontos do decreto após o refinamento.
Fonte: NGI Carajás

Análise e refinamento do limite entre os pontos 1 e 2

O memorial descritivo do decreto de criação do ponto P1, nas coordenadas geográficas 50°30'32"WGr e 5°52'38"Sul, pela descrição estaria localizado na foz do rio Cinzento. No entanto, há uma divergência e ele está plotado no interior da FLONA Carajás com uma distância de aproximada de 780,00 m de diferença do seu ponto de origem (Figura 3), resultando em um grande deslocamento entre a localização atual do ponto e a foz do referido rio. Constatou-se que a foz do rio Cinzento está localizada em local diferente do considerado no *Shapefile* oficial, e que sua verdadeira localização é a exibida na Figura 3. No refinamento, P1 foi deslocado para sua verdadeira localização, que é a foz do rio Cinzento com a margem esquerda do rio Itacaiúnas.

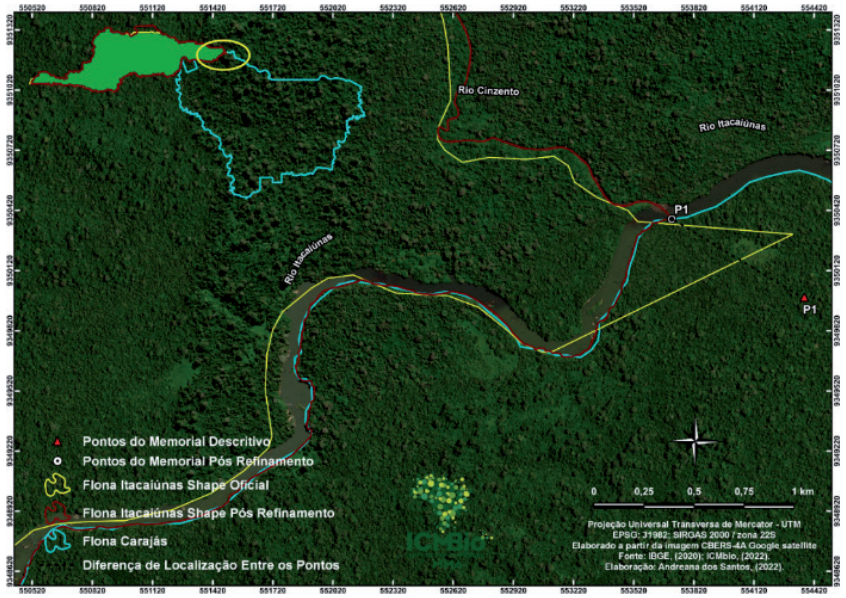


Figura 3 – Deslocamento do ponto 1 para seguir a descrição do decreto de localização na foz do rio Cinzento.
Fonte: NGI Carajás.

Partindo do refinamento do P1 com posição da linha limítrofe já cravada na foz do rio Cinzento com a margem esquerda do rio Itacaiúnas; deste seguiu-se à montante pela sua citada margem no sentido sudoeste com uma distância de aproximadamente 30.000,00 m até o P2 (Figura 4), respeitando, assim, a descrição prevista no decreto.

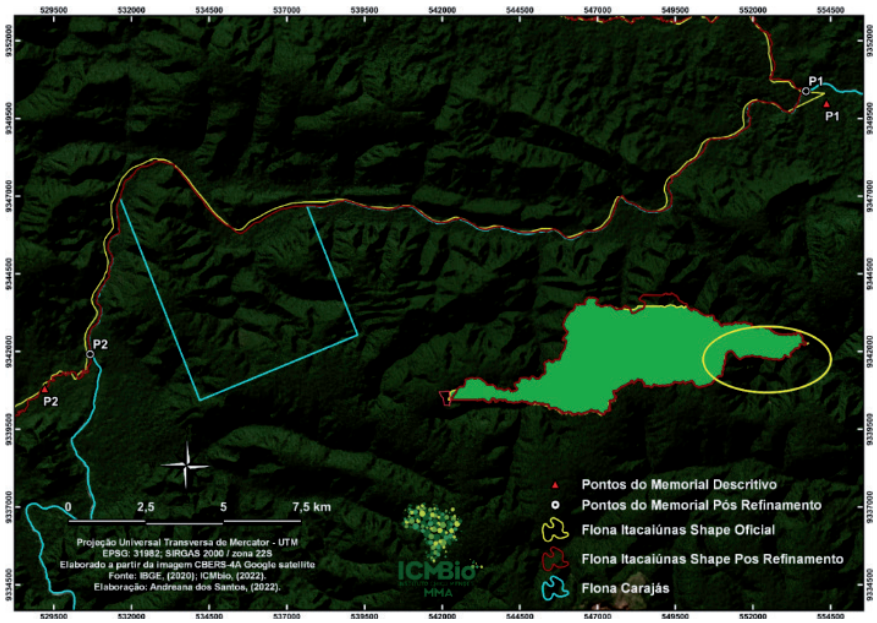


Figura 4 – Deslocamento do seguimento do limite da FLONA Itacaiúnas entre o ponto 1 e 2 na margem esquerda do rio Itacaiúnas a montante para atender a descrição do decreto.
Fonte: NGI Carajás.

Refinamento do limite entre os pontos 2 e 4

No ponto P2 de coordenada geográfica 50°44'10"WGr e 05°57'49"Sul (Figura 5), verificou-se que há divergências de localização e houve necessidade de fazer a correção, como o deslocamento do mesmo em torno de 1.900 m sentido nordeste. Isso foi feito para seguir a descrição do decreto, que situa o ponto 2 na foz do rio Aquiri com margem esquerda do rio Itacaiúnas. Constatou-se, ainda, uma divergência relacionada a localização da foz do rio Aquiri, que no *shapefile* oficial estava localizada em local diferente de sua verdadeira localização exibida na Figura 5. No refinamento, procedeu-se o deslocamento do P2 para sua verdadeira posição.

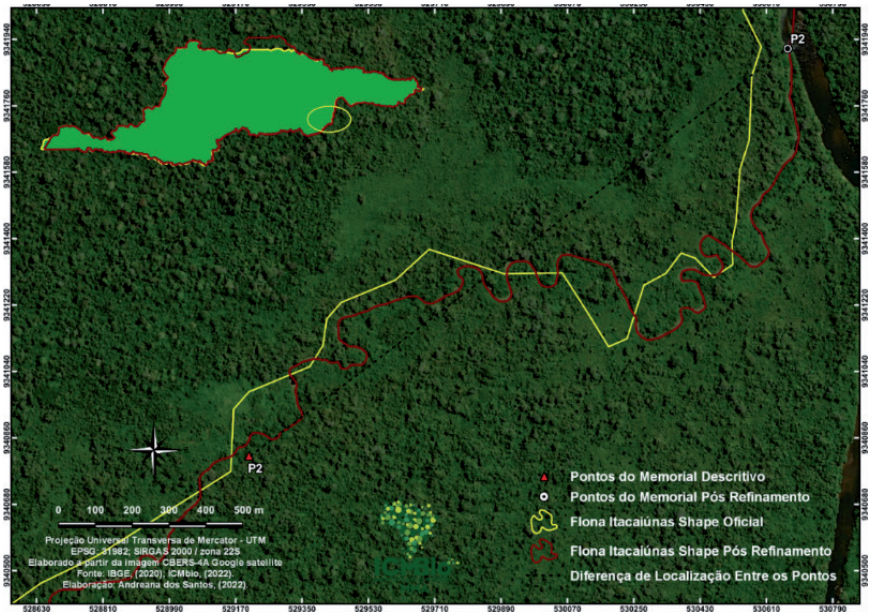


Figura 5 – Deslocamento do ponto 2 para seguir a descrição do decreto de localização na foz do rio Aquiri.
Fonte: NGI Carajás.

Partindo do ponto P2 com posição da linha limítrofe já cravada na foz do rio Aquiri à margem esquerda com o rio Itacaiúnas, seguiu-se a montante do rio Aquiri pela sua margem esquerda no sentido sudoeste com uma distância de aproximadamente 70.000 m até o P3 de coordenadas geográficas 51°20'27"WGr e 06°01'05"Sul; deste segue-se em uma distância de 3.900 m em linha reta até o ponto P4 do limite já refinado (Figura 6). Esse seguimento apresentou sensíveis alterações, com pequeno grau de refinamento, já que o mesmo sofreu ajuste apenas no seguimento da margem esquerda do rio já citado e no deslocamento do P3, para assim atender o que consta no decreto de criação da UC.

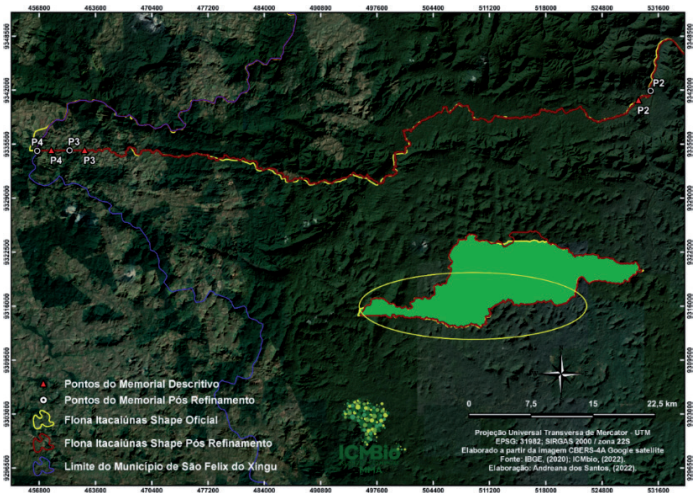


Figura 6 – Deslocamento do seguimento entre o ponto 2 e 4 na margem esquerda do rio Aquiri a montante para atender a descrição do decreto.
Fonte: NGI Carajás.

Para o refinamento do ponto P4 de coordenadas geográficas 51°22'38"WGr e 06°01'05"Sul, foi seguida a descrição contida no memorial descritivo que estipula que esse ponto está cravado na linha divisória do limite dos municípios de Marabá e São Félix do Xingu; sendo assim, os dois municípios em questão possuem limites confrontantes direto da FLONA Itacaiúnas – com isso, temos quase 1.722,000 m de diferença do ponto 4 no *shapefile* oficial para o mesmo ponto 4 descrito no decreto de criação. Notou-se que o *shapefile* oficial da FLONA ultrapassava o limite dos municípios confrontantes e adentrava o município de São Félix do Xingu, uma área equivalente a 280,568 há. Com isso, se fez necessário proceder o deslocamento do P4 para o local correto conforme mencionado no decreto da UC, corrigindo, assim, a divergência e retirando a sobreposição da UC com o município de São Félix do Xingu, mantendo apenas a distância que separa os pontos P4 e P3 que é de 3.900,00 m (Figura 7).

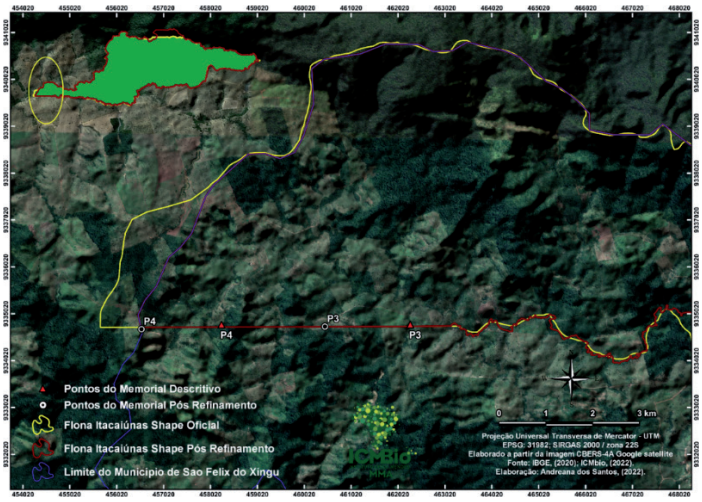


Figura 7 – Deslocamento do ponto 3 e 4 para seguir a descrição de localização junto ao ponto inicial com o limite municipal de São Felix do Xingu e Marabá junto ao decreto.
Fonte: NGI Carajás.

CC BY NC ND

Refinamento do limite entre os pontos 4 e 5

Com o ponto P4 já corrigido, cravado na linha divisória dos municípios de Marabá e São Félix do Xingu, seguiu-se a linha divisória do limite dos dois municípios no sentido geral nordeste numa distância de aproximadamente 67.000 m até o ponto P5, atendendo ao descrito no decreto de criação.

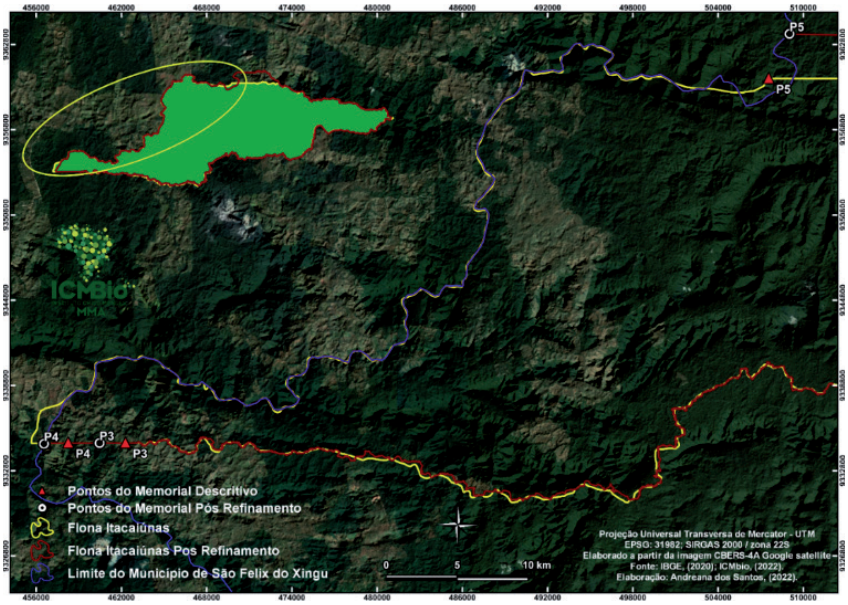


Figura 8 – Deslocamento do seguimento do limite entre os pontos 4 e 5 junto ao limite municipal de São Félix do Xingu e Marabá do decreto.

Fonte: NGI Carajás.

Refinamento do limite entre os pontos 5 e 6

No ponto P5 de coordenadas geográficas 50°55'54"WGr e 05°47'10"Sul, constatou-se uma divergência entre a descrição do mesmo no memorial e sua localização no *shapefile* oficial, sendo necessário proceder à correção, visto que sua verdadeira localização é a exibida na Figura 8. No refinamento, o P5 foi devidamente deslocado para a sua posição real. Assim o ponto foi deslocado aproximadamente 3.486,00 m no sentido geral nordeste do seu ponto oficial; deste segue 90°00'E, com uma distância de 5.000,00 m até ponto P6, isso foi feito para adequar a posição com a descrição do decreto.

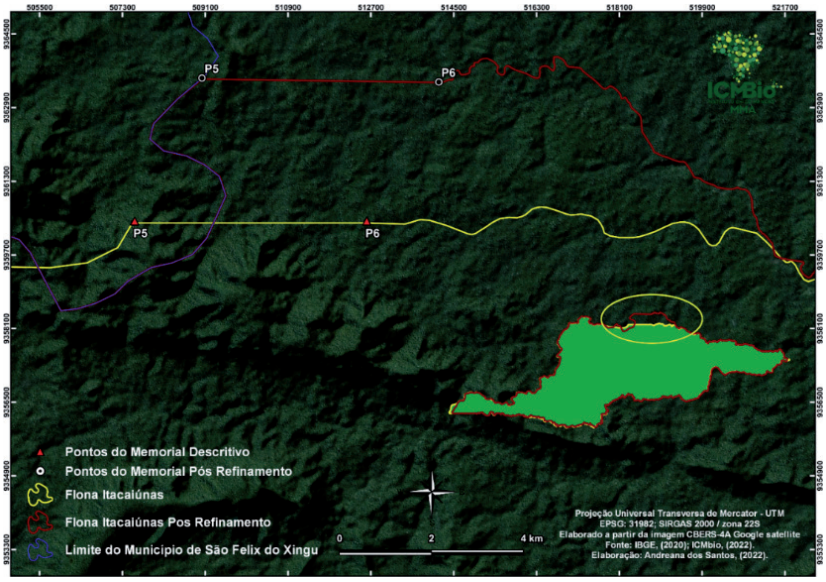


Figura 9 – Deslocamento do seguimento do limite do ponto 5 para seguir a descrição do decreto de localização junto ao limite municipal.

Fonte: NGI Carajás.

Para o refinamento do ponto P6, de coordenadas geográficas 50°53'10"W e 05°47'10"Sul (Figura 9), considerou-se a localização dada pelo memorial descritivo no decreto de criação da FLONA, que estipula que o ponto 6 se encontra cravado na cabeceira do rio Cinzento; esse ponto apresentou um pequeno grau de dificuldade, já que a cabeceira do rio se encontra em uma área de vegetação densa, mas nada que comprometesse o refinamento do ponto em questão. Assim o ponto P6 sofreu um deslocamento de pouco aproximadamente 3.465,00 m no sentido geral nordeste do seu ponto oficial.

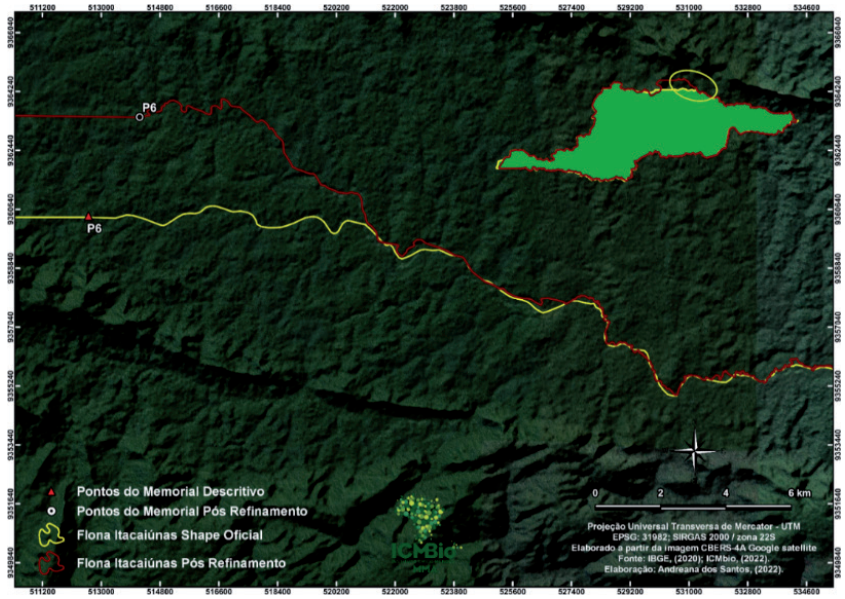


Figura 10 – Deslocamento do seguimento do limite do ponto 6 para seguir a descrição do decreto de localização junto ao limite municipal.
Fonte: NGI Carajás.

Refinamento do limite entre os pontos 6 e 1

Após o ponto P6 refinado, seguiu-se a jusante do referido rio pela sua margem direita no sentido geral sudeste, a uma distância de aproximadamente 44.000,00 m, até o ponto P1, ponto inicial da descrição desse perímetro, que encerra uma área total de aproximadamente 139.814,922 ha.

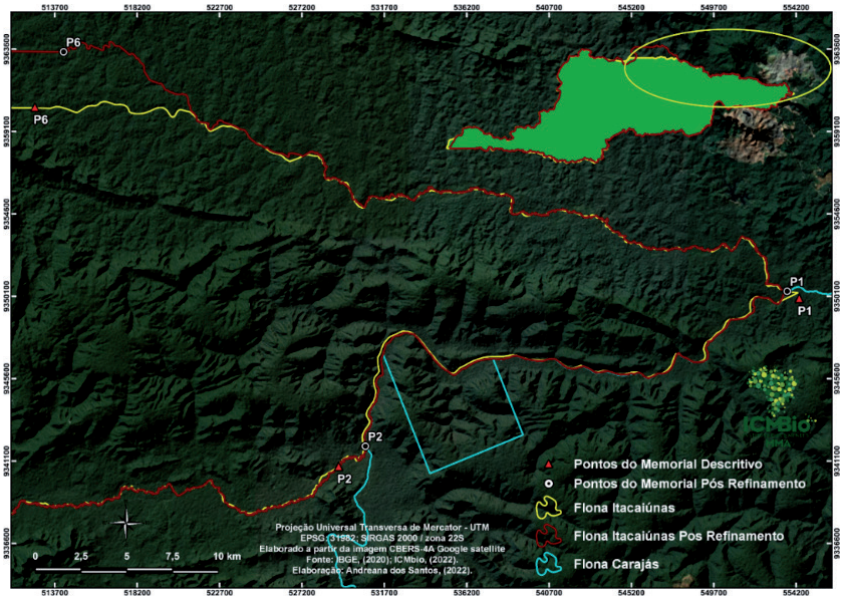


Figura 10 – Deslocamento do seguimento do limite entre os pontos 6 e 1 na margem direita do rio Cinzento a jusante para seguir a descrição do decreto.
Fonte: NGI Carajás.

Análise de sobreposição

Após a análise do limite da FLONA Itacaiúnas, efetuou-se a análise da sobreposição no mosaico na qual essa unidade está inserida. A FLONA Itacaiúnas faz limite com a FLONA Carajás, a FLONA Tapirapé-Aquiri e com os municípios de Marabá e São Félix do Xingu, conforme descrito na Figura 11.

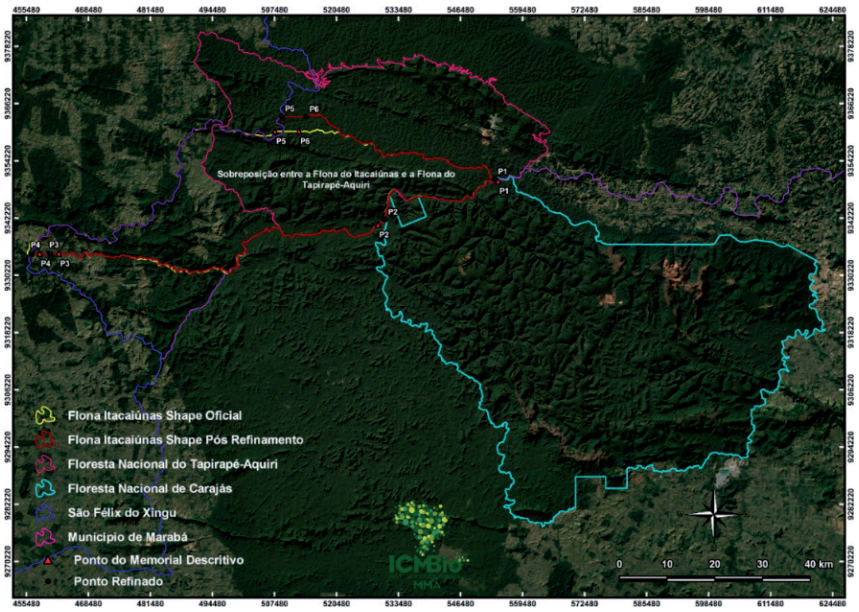


Figura 11 – FLONA Itacaiúnas as duas unidades e os dois municípios limítrofes.
Fonte: NGI Carajás.

Sobreposição entre a FLONA Itacaiúnas e a FLONA Tapirapé Aquiri

A FLONA Itacaiúnas está sobreposta à FLONA Tapirapé-Aquiri com cerca de 86.472 ha pelo limite da UC já refinado. As referidas áreas fazem parte do conjunto de UCs federais que compõem o NGI ICMBio Carajás.

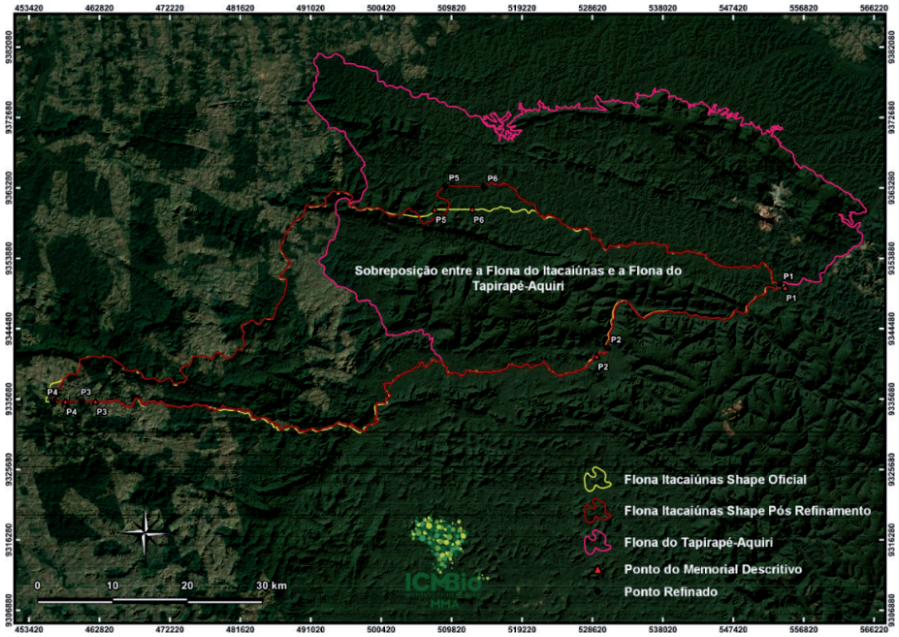


Figura 12 – Sobreposição entre FLONA Itacaiúnas e a FLONA Tapirapé-Aquiri.
Fonte: NGI Carajás.

Sobreposição entre a FLONA Itacaiúnas e os municípios de Marabá e São Félix do Xingu

A FLONA Itacaiúnas está totalmente inserida nos limites do município de Marabá e apenas sendo confrontante ao município de São Félix do Xingu.

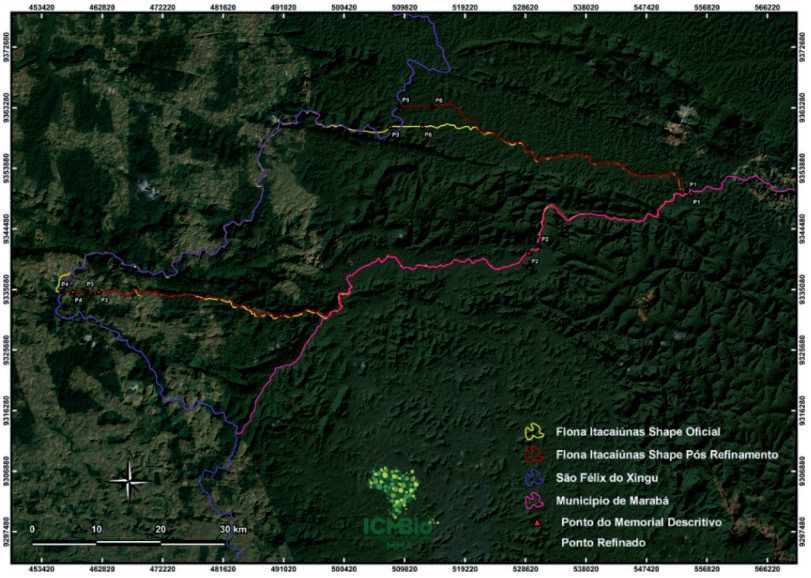


Figura 13 – Sobreposição entre a FLONA Itacaiúnas e os municípios.

Sobreposição entre a FLONA Itacaiúnas e a FLONA Carajás

O rio Itacaiúnas é o limite geográfico entre as UCs, FLONA Carajás, FLONA Tapirapé Aquiri e FLONA Itacaiúnas (Figura 14), estando FLONA Carajás ao sul, e ao norte a FLONA Itacaiúnas sobreposta com a FLONA Tapirapé-Aquiri. Não existe sobreposição entre a FLONA Carajás e a FLONA Itacaiúnas.

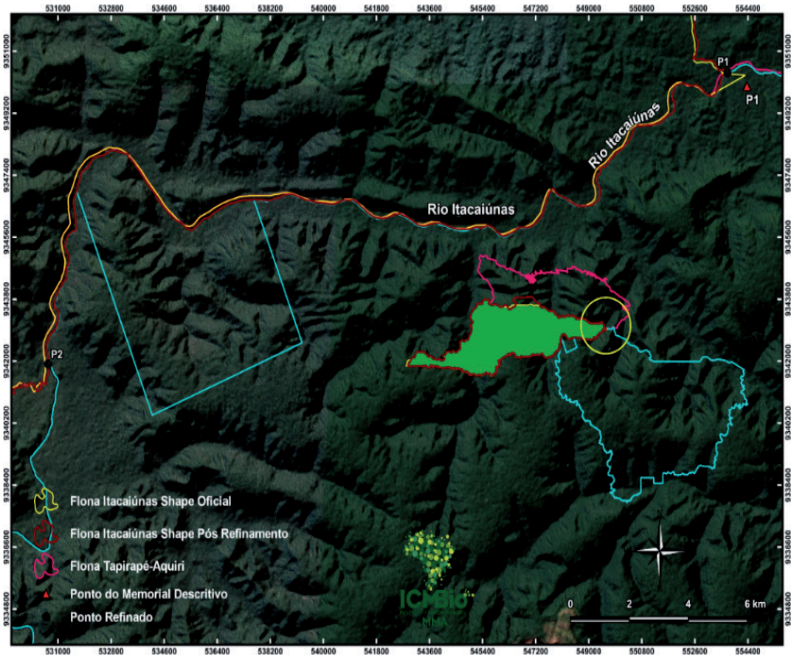


Figura 14 – Sobreposição entre a FLONA Itacaiúnas, FLONA Tapirapé-Aquiri e FLONA Carajás.

CC BY NC ND

Atualmente a FLONA Itacaiúnas e a FLONA Carajás se sobrepõem em função do deslocamento equivocado do P1 no *shapefile* oficial da área, inserido no interior dos limites dessa unidade, deslocado da sua verdadeira posição conforme o memorial descritivo, ou seja, cravado na foz do rio Cinzento com a margem esquerda do rio Itacaiúnas, como mostra a Figura 15. Vale ressaltar que havia duas divergências relacionadas ao P1, visto que o limite apontado no *shapefile* oficial era diferente da descrição do memorial descritivo, bem como não estava condizente com a localização informada pelas coordenadas geográficas do ponto; com isso, tínhamos duas distorções em uma única área, que foi possível corrigir com o refinamento.

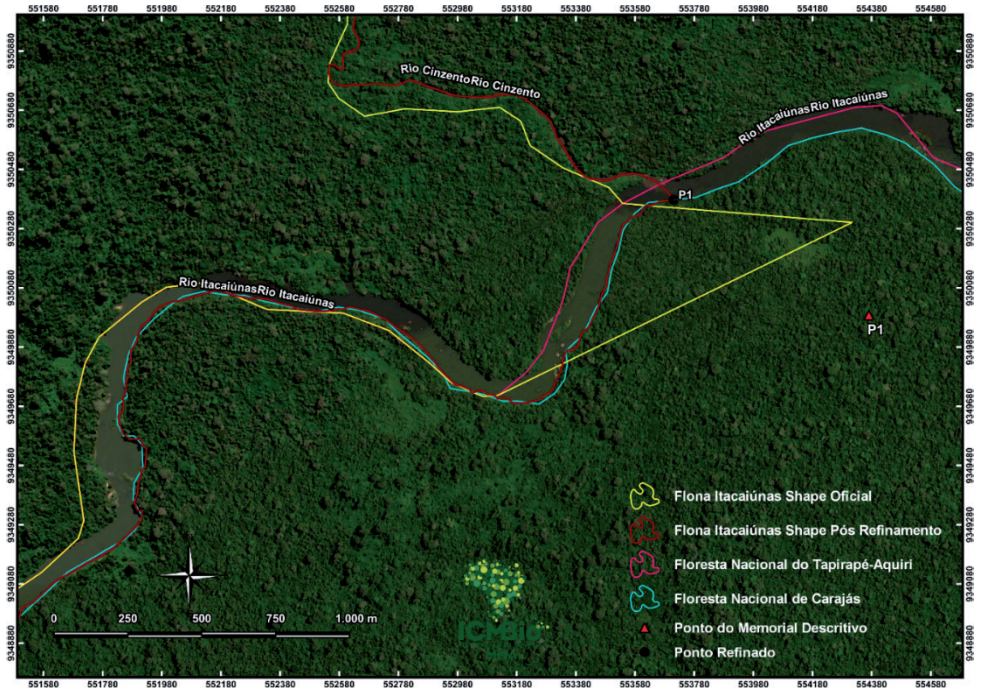


Figura 15 – Primeiro ponto do memorial do decreto de criação da FLONA Itacaiúnas P1, deslocado de sua posição real, na interseção entre os rios Cinzento e o Itacaiúnas.
Fonte: NGI Carajás.

Após o refinamento, a FLONA Itacaiúnas passou a ocupar uma área de 139.813,922 ha, contra 136.699,719 ha correspondente ao limite anterior ao refinamento. As relações entre as áreas do decreto de criação, ou seja, do *shapefile* antes e do *shapefile* após o refinamento são ilustradas na Tabela 1.

Tabela 1 – As diferenças de área, em hectares.

Área do Decreto	Área do Shape ICMBio	Área do Refinamento	Diferença Decreto/Refinamento	Diferença Shape/Refinamento	Diferença Shape/Decreto
141.400,000há	136.699,719ha	139.813,922ha	1.586,076ha	3.114,203ha	4.700,281ha

Fonte: NGI Carajás

Conclusão

A verificação dos limites da FLONA Itacaiúnas teve duas finalidades: fornecer subsídios para a localização e refinamento (realocação) dos pontos descritos no decreto de criação da UC, apontando possíveis erros e incoerências; e fornecer subsídios para a demarcação dessa UC.

Após o refinamento, a FLONA Itacaiúnas passou a ocupar uma área de 139.813,922 ha, contra 136.699,719 ha correspondente ao limite anterior ao refinamento. As correções efetuadas em alguns pontos do *shape* oficial da FLONA Itacaiúnas teve a finalidade de eliminar as distorções existente no mesmo, já que a localização dos pontos não estava de acordo com as descrições do memorial descritivo do decreto de criação da referida unidade.

É importante ressaltar que durante os trabalhos de refinamento dos limites da FLONA Itacaiúnas, houve um esforço para delimitação das divisas fáceis de identificar como a utilização de limites naturais ou artificiais da área, foram eles: rios, estradas e divisas municipais. A existência desses acabam por facilitar o trabalho de refinamento do perímetro da referida UC.

Na verificação dos pontos de coordenadas oficiais (contidos no decreto), todos os seis pontos possuíam algum erro de localização nas coordenadas, sendo que os mais gritantes eram o P1 e o P4. As incoerências analisadas nos demais pontos e perímetro do limite da UC são consideradas erro sistemáticos, corrigidos a partir de simulações em SIG e adequação a descrição constante no memorial descritivo constante em seu decreto de criação.

Os resultados desse esforço podem ser evidenciados na comparação entre as área e perímetro dos polígonos; houve uma grande diminuição em seu perímetro, de cerca de 3.114,203 ha. No entanto, como se trata de UCs de proteção integral, esse aumento no perímetro não representa problemas com relação ao efeito de borda.

E de modo conclusivo considera-se que a área do polígono está correta, com boa precisão e corresponde com o ato legal de criação. E os refinamentos aplicados nessa verificação de limite estão dentro da margem de erro cartográfico ou se extrapolam, nos casos de localização dos pontos em limites naturais, ocorrem em valores que podem ser ajustados quando da demarcação da UC e estão devidamente justificadas nos tópicos que tratam dos trechos destacados.

Referências

1. SNUC - Sistema Nacional de Unidades de Conservação, Lei 9.985 de 18 de julho de 2000; Ministério do Meio Ambiente.

2. https://educacao.uol.com.br/disciplinas/biologia/unidades-de-conservacao-caracteristicas-das-areas-de-protecao-integral.htm [Internet], [Acessado em 14/07/2024].

3. WWF - Brasil. Gestão de unidades de conservação: compartilhando uma experiência de capacitação. Maria Olatz Cases (org). WWF-Brasil/IPÊ – Instituto de Pesquisas Ecológicas:Brasília,2012. Disponivel em <https://d3nehc6yl9qzo4.cloudfront.net/downloads/gestao de unidades_de conservacao.pdf > Acesso em: 08/07/2024.

4. Milano MS. Unidades de Conservação – Técnica, Lei e Ética para a Conservação da Biodiversidade. In: BENJAMIN, Herman Antônio, (coord.). Direito ambiental das áreas protegidas: o regime jurídico das unidades de conservação. Rio de Janeiro: Forense Universitária, 2001.

5. Decreto n. 2.480, de 2 de fevereiro de 1998, Cria a Floresta Nacional do Itacaiunas, localizada no Município de Marabá no Estado do Pará.

6. Santos A. Nota Técnica nº 72/2023/CCOL/CGTER/DISAT/GABIN/ICMBio.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Elaboração de planos de manejo participativos: o caso do Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, Carajás, Pará

Alana Pereira Inácio[1]
https://orcid.org/0000-0001-9590-0017
* Contato principal

Manoel Delvo Bizerra dos Santos[1]
https://orcid.org/0009-0009-2220-2977

Andreana dos Santos[1]
https://orcid.org/0009-0003-4016-2143

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Núcleo de Gestão Integrada de Carajás/NGI Carajás, Parauapebas/PA, Brasil. <alana.inacio.terceirizada@icmbio.gov.br, manoel-delvo.santos@icmbio.gov.br andreana.santos.bolsista@icmbio.gov.br >.

Recebido em 15/09/2024 - Aceito em 01/02/2025

Como citar:

Inácio AP, Santos MDB, Santos A. Elaboração de planos de manejo participativos: o caso do Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, Carajás, Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 167-173. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2689

Palavras-chave: Unidades de conservação; SNUC; roteiro metodológico.

RESUMO – A criação de áreas protegidas é uma importante estratégia de conservação da biodiversidade. A exemplo disso, temos o Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, uma unidade de conservação federal (UC) de proteção integral, localizada no sudeste paraense nos municípios de Parauapebas e Canãa dos Carajás, criada com o objetivo de preservar uma parcela significativa do ecossistema de canga amazônica. O Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza (SNUC) determina que após criada, toda UC precisa ter seu plano de manejo elaborado, e este deve estar em consonância com os seus objetivos de criação. O plano de manejo deste PARNA está na fase de impressão e divulgação, sendo uma ferramenta essencial para garantir sua efetividade no desafio de manutenção da biodiversidade. Nesse contexto, este trabalho objetiva analisar o processo de construção desse plano e a metodologia empregada neste processo. A elaboração baseou-se no roteiro metodológico de elaboração e revisão de planos de manejo do ICMBio, que define os passos a serem seguidos e orienta a definição dos componentes fundamentais, dinâmicos e normativos, incluindo o zoneamento e suas normas. Buscando a participação social no processo de formação desses componentes, realizou-se a oficina de planejamento com representantes dos vários segmentos sociais com interface com a UC. Como resultados, houve a formulação do propósito, significância, recursos e valores fundamentais, além das questões-chave e priorização das necessidades de dados e a proposta de zoneamento, definindo sete zonas de manejo e a zona de amortecimento, um processo de construção realizado em grupos de trabalhos.

Elaboration of participatory management plans: the case of the management plan of the Campos Ferruginosos National Park, Carajá, Pará

Keywords: Conservation units; SNUC; methodological guide.

ABSTRACT – The creation of protected areas is an important strategy for biodiversity conservation. An example of this is the Campos Ferruginosos National Park, a federal conservation unit (UC) of full protection, located in southeastern Pará in the municipalities of Parauapebas and Canãa dos Carajás, created with the objective of preserving a significant portion of the Amazon canga ecosystem. The National System of Nature Conservation Units determines that after creation, every UC must have its management plan prepared, and this must be in line with its creation objectives. The management plan for this PARNA is in the printing and dissemination phase, and this is an essential tool to ensure its effectiveness in the challenge of maintaining biodiversity. In this context, this work aims to analyze the process of constructing this plan and the methodology used in this process. The preparation was based on the methodological guide for the preparation and review of management plans of ICMBio, which defines the steps to be followed and guides the definition of the fundamental, dynamic and normative components, including zoning and its standards. Seeking social participation in the process of forming these components, a planning workshop was held with representatives of the various social segments that interface with the UC. As a result, the purpose, significance, resources and fundamental values were formulated, in addition to key issues and prioritization of data needs and the zoning proposal, defining seven management zones and the buffer zone, a construction process carried out in working groups.

Elaboración de planes de manejo participativo: el caso del plan de manejo del Parque Nacional Campos Ferruginosos, Carajás, Pará

Palabras clave: Unidades de conservación; SNUC; guía metodológica.

RESUMEN – La creación de áreas protegidas es una importante estrategia de conservación de la biodiversidad. Un ejemplo de ello es el Parque Nacional de Campos Ferruginosos, una unidad federal de conservación de protección integral situada en el sudeste de Pará, en los municipios de Parauapebas y Canãa dos Carajás, que se creó para preservar una parte importante del ecosistema de canga amazónica. El SNUC estipula que, una vez creada, cada unidad debe tener su plan de gestión elaborado, este debe estar en consonancia con sus objetivos de creación. Actualmente se está imprimiendo y divulgando el plan de gestión de esta PARNA, que es la herramienta esencial para garantizar su eficacia en el desafío de mantener la biodiversidad. Este trabajo pretende analizar el proceso de elaboración de este plan y la metodología utilizada en este proceso. Para ello se ha tomado como base la hoja de ruta metodológica del ICMBio para la elaboración y revisión de planes de gestión, que define los pasos a seguir y orienta la definición de los componentes fundamentales, dinámicos y normativos, entre los que se encuentra la zonificación y sus normas. Buscando la participación social en el proceso de formación de esos componentes.Fue realizado un taller de planificación con representantes de los diversos segmentos sociales que interactúan con la Unidad de Conservación. Los resultados fueron la formulación del propósito, significado, recursos y valores fundamentales, así como los temas clave y la priorización de las necesidades de datos y la propuesta de zonificación, definiendo siete zonas de manejo y la zona de amortiguamiento, proceso de construcción realizado en grupos de trabajo.

Introdução

A criação de áreas protegidas é uma importante estratégia governamental de conservação da biodiversidade, que contribui para a redução dos efeitos causados pelas mudanças climáticas globais, assim como para promoção do desenvolvimento sustentável dos recursos naturais [1]. Atualmente, as unidades de conservação (UCs) cobrem parcela significativa do território nacional, resguardando ecossistemas únicos e de grande beleza cênica, bem como também espécies ameaçadas de extinção e o meio de vida de populações tradicionais [2].

CC BY NC ND

Segundo dados do Cadastro Nacional de Unidades de Conservação (CNUC), até fevereiro de 2024 o Brasil somava, entre as UCs federais, estaduais e municipais, 2.945 unidades que estão distribuídas entre os diversos biomas brasileiros, abrangendo e protegendo um território de mais de dois milhões de quilômetros quadrados [3]. As UCs podem ser instituídas pelo poder público ou por iniciativa privada, e estão organizadas através do Sistema Nacional de Unidades de Conservação (SNUC) criado pela Lei n. 9.985/2000, que é composto por dois grupos (proteção integral e uso sustentável) e doze categorias de UCs, cujos objetivos específicos se diferenciam quanto à forma de proteção e os usos permitidos [4].

Todas as UCs criadas e institucionalizadas devem dispor de um plano de manejo (PM), que deve ser elaborado em um prazo máximo de até cinco anos, levando em consideração o objetivo pela qual a mesma foi criada. O plano de manejo é o documento técnico no qual se estabelece o zoneamento, as normas que devem presidir o uso da área e o manejo dos recursos naturais da UC, incluindo a implantação de estruturas físicas necessárias à sua gestão [4].

De acordo com o Decreto n. 4.340, de 22 de agosto de 2002, os órgãos executores do SNUC devem estabelecer um roteiro metodológico para a elaboração dos planos de manejos das diferentes categorias de UCs uniformizando conceitos e metodologias e fixando diretrizes para sua elaboração [5]. Por sua vez, como a regulamentação determina a necessidade de um documento norteador para reger a elaboração dos planos, em 2022 o IBAMA, orgão responsável na epóca pelas UCs federais, elaborou o primeiro roteiro metodológico para as categorias de parques nacionais, reservas biológicas e estações ecológicas [6].

Até 2017, o ICMBio, atual órgão responsável pela gestão das UCs federais, utilizou distintos documentos com diferentes orientações metodológicas para a elaboração de planos de manejo das diferentes categorias do SNUC. No entanto, esses instrumentos careciam de um alinhamento técnico em relação as orientações metodológicas que são necessárias para construir os planos [7]. Muito desses planos também eram elaborados por meio de consultorias técnicas contratadas, sendo em sua maioria tecnicistas e com pouca participação das comunidades, além disso, demandavam alto custo financeiro e processos muito demorados [8].

Em 2018, o ICMBio publicou o novo roteiro metodológico de elaboração e revisão de planos de manejo, fruto de diversas oficinas técnicas e de experiências pilotos realizadas em algumas UCs. A partir dessa metodologia, os planos passaram a ter maior participação social e a coordenação da equipe técnica do próprio órgão para a elaboração de um documento menos denso e mais aplicável [9].

Tendo em vista a importância do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos (PARNA dos Campos Ferruginosos) para a região de Carajás, devido a seus atributos ambientais e ao alto potencial para a visitação, a elaboração do plano de manejo da UC será de grande relevância para estabelecer as diretrizes de uso da mesma.

Em virtude disso, este trabalho objetiva analisar o processo de elaboração do do Plano de Manejo do PARNA dos Campos Ferruginosos sob a ótica da nova metodologia empregada pelo ICMBio. Esse PARNA, criado em 2017, é a mais recente UC do conjunto de áreas protegidas de Carajás [10]. A conjuntura do processo seguiu as diretrizes propostas no roteiro metodológico para elaboração e revisão de planos de manejo do ICMBio. O processo de elaboração desse PM teve início no ano de 2022 e final em 2025, após ser aprovado e publicado no site do ICMBio, estando no processo de ser impresso e divulgado para a comunidade.

Material e Métodos

Área de estudo

O PARNA dos Campos Ferruginosos é uma UC federal de proteção integral, que foi criado através do Decreto S/N de 05 de junho de 2017, como compensação ambiental aos impactos ocasionados pela instalação do Projeto Minerário da VALE S. A denominado S11D, no interior da Floresta Nacional de Carajás [11]. O objetivo de criação desse PARNA foi, principalmente, proteger a diversidade biológica das serras da Bocaina e do Tarzan e suas paisagens naturais e valores abióticos associados, além de garantir a perenidade dos serviços ecossistêmicos, a proteção do patrimônio espeleológico de formação ferrífera e da vegetação de campos rupestres ferruginosos, e contribuir para a estabilidade ambiental da região [12].

O PARNA possui uma área de 79.086,04 ha e está localizado no sudeste paraense entre

os municípios de Canaã dos Carajás (82,9%) e Parauapebas (17,1%) (Figura 1). A partir de Belém, capital do estado, que fica a cerca de 720 km da UC, seu acesso principal se dá através da rodovia estadual PA 275, e por via aérea através de aeroportos das cidades de Belém, Parauapebas e Marabá. O acesso ao interior da UC é possível através das estradas PA 160, estrada Raymundo Mascarenhas, das bases Gavião Real, São Luiz e Bocaína, além de vias terrestres denominadas vicinais que dão acesso a diversos atrativos naturais do PARNA.

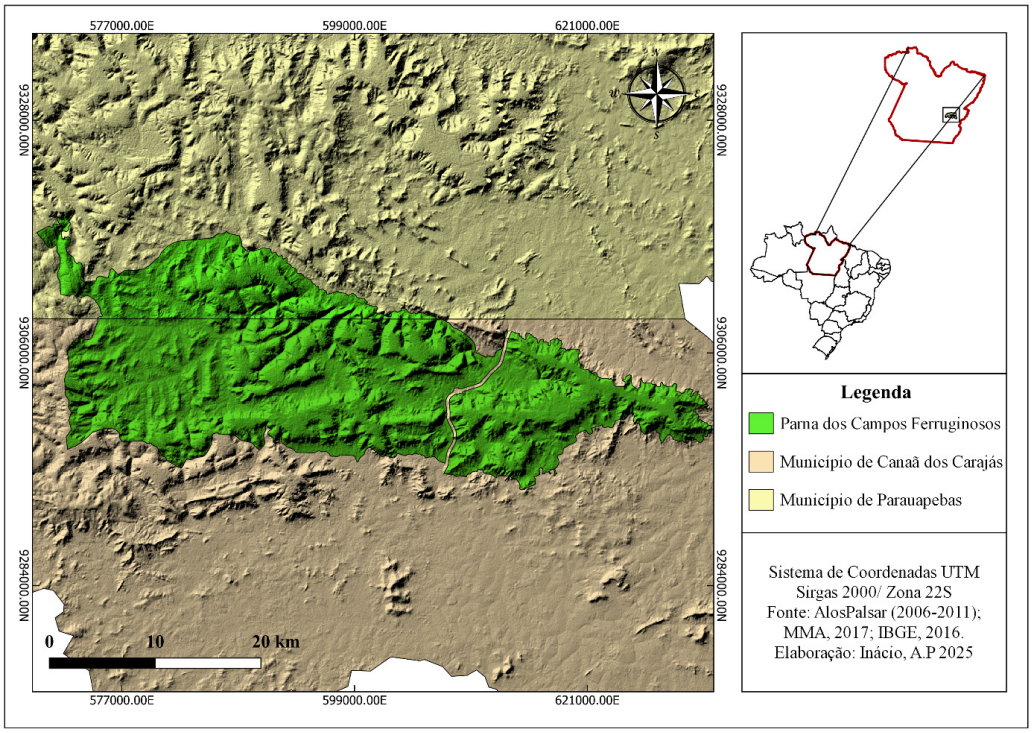


Figura 1 – Mapa de localização do PARNA dos Campos Ferruginosos, Carajás/PA.
Fonte: Elaborado por Inácio, 2025.

A paisagem da área é composta por dois grandes platôs de canga ferrífera, denominados de serra da Bocaina e serra do Tarzan, que possuem formações ferríferas constituídas a milhões de anos por processos intempéricos, com elevado grau de conservação e uma vegetação endêmica que se desenvolve apenas em ambientes onde o material de origem do solo é rico em ferro. As serras se destacam na paisagem na região com elevações que variam de 500 a 700 m de altitude com topos ligeiramente aplainados e morros colinosos [13].

O PARNA concentra a maior quantidade de cavernas existentes no Brasil e estudos apontaram ser essa unidade o maior parque de cavernas em rochas ferríferas do país, além de abrigar espécies raras e registros arqueológicos das primeiras ocupações humanas na Amazônia [11].

Etapas da elaboração do plano de manejo

Para a elaboração do Plano de Manejo do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, foi utilizado como base a Instrução Normativa n. 07/ GABIN/ICMBio, de 21 de dezembro de 2017 e o Roteiro Metodológico aprovado pela portaria ICMBio n. 1.163, de 27 de dezembro de 2018, pois ambos estabelecem diretrizes e procedimentos para elaboração e revisão de planos de manejo de UCs federais [7].

O roteiro metodológico apresenta as etapas e orientações metodológicas para o desenvolvimento da elaboração do PM, indicando ainda os pré-requisitos e a preparação que a UC precisa ter para conseguir elaborar o seu plano, dentre eles é listada: um chefe e um servidor designado para acompanhar o processo administrativo e logístico em nível local, conselho gestor e recursos financeiros [7]. O PARNA possuía todos esses critérios e, por isso, foi possível dar início ao processo de elaboração do plano. O roteiro elenca cinco etapas que a unidade precisa realizar para produzir o documento, demonstradas na Figura 2.



Figura 2 – Processo de elaboração de plano de manejo.
Fonte: ICMBio, 2018.

A primeira etapa foi a de organização e planejamento que consistiu em definir a equipe de planejamento para acompanhar e participar de todas as etapas do processo de elaboração e na definição do cronograma. A segunda foi a elaboração de subsídios ao planejamento, na qual a equipe se debruçou em elaborar a caracterização da unidade, elaborar os documentos como o guia do participante, produzir os mapas da área, e realizar as reuniões preparatórias para a definição dos participantes da oficina. Posteriormente, foi realizada a terceira etapa, a oficina de elaboração do plano de manejo, que foi o momento de criação dos elementos do PM em conjunto com todos os atores presentes. Ela foi realizada em imersão, durante cinco dias, com 25 participantes selecionados para participar desse processo.

A quarta etapa foi a consolidação, na qual foi realizada as atividades do pós oficina pela a equipe de planejamento, como a revisão do relatório produzido pelas relatoras da oficina, construção da primeira versão do plano de manejo, encaminhamento da primeira versão para os participantes realizarem contribuições, avaliação e consolidação dessas contribuições, elaboração da segunda versão do plano para apresentação ao conselho gestor da unidade e, por fim, a terceira versão para apresentar para a Diretoria de Criação e Manejo de Unidades de Conservação (DIMAN) e para a Procuradoria Federal Especializada (PFE) do ICMBio para passar pelo processo de aprovação e publicação, finalizando a última etapa de todo o processo.

Resultados e Discussão

Tendo em conta a definição das etapas no roteiro metodológico, a equipe de planejamento do Núcleo de Gestão Integrada (NGI) ICMBio Carajás realizou reuniões preparatórias com as comunidades do entorno da UC para divulgar e esclarecer sobre o processo de elaboração do plano de manejo, bem como também para mobilizar e definir os participantes para a oficina preparatória, que é a etapa seguinte. Foram realizadas duas reuniões em duas comunidades no entorno do PARNA, a primeira na vila Bom Jesus e a segunda na região do Cedere I nos dias 30/11 e 03/12/2022. No ano seguinte, a equipe se empenhou para produzir a caracterização do PARNA e o guia do participante para ser entregue aos participantes na oficina e os mapas auxiliares da área.

Logo após, foi realizado o reconhecimento de campo com a equipe de planejamento da UC e equipe ampliada da Coordenação de Elaboração de Planos de Manejos (COMAN) do ICMBio sede, em junho de 2023, a fim de conhecerem minimamente alguns aspectos da unidade. Na visita, foi identificada que em uma pequena área de Águas Claras é utilizada para o uso tradicional do povo Xikrin do Cateté. Em sequência, ocorreu a Oficina de Elaboração do Plano de Manejo, durante os dias 26 a 30/06/2023 com representantes dos vários segmentos sociais com interface com a UC, tais como representantes do conselho consultivo, servidores do ICMBio, representantes de órgãos federais, estaduais

e municipais, pesquisadores e representantes das comunidades da zona de entorno da UC.

A oficina teve o objetivo de construir o documento base a partir de uma abordagem estratégica, na qual em conjunto foi construído os componentes fundamentais do plano de manejo, quais sejam: propósito, declaração de significância, recursos e valores fundamentais, subsídios para interpretação ambiental, zonas de manejo, atos legais, administrativo e normas. Estes elementos são construídos de cima para baixo da pirâmide: no topo estão os elementos que tratam dos objetivos de longo prazo da unidade, e na sua base os elementos que são específicos para que se consiga atender ao propósito que está no topo (Figura 3).

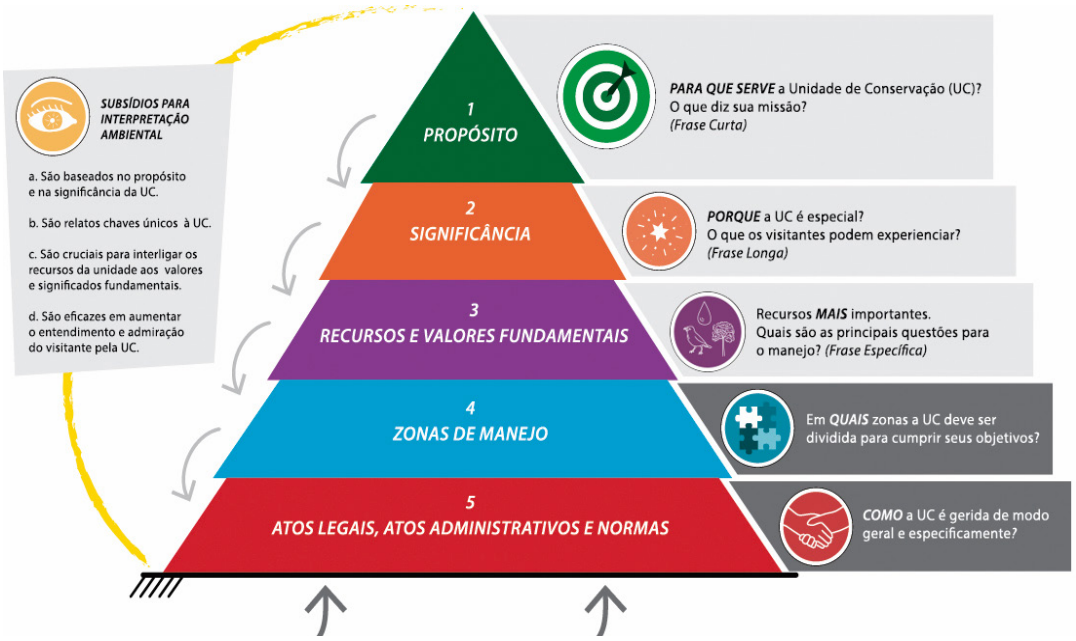


Figura 3 – Elementos do plano de manejo.
Fonte: ICMBio, 2018.

Para que os participantes construíssem os elementos mencionados na Figura 3, que fazem parte da metodologia do ICMBio, a equipe de planejamento apresentou e explicou cada um deles, ilustrando com exemplos de outros elementos já elaborados em outros planos de manejo.

Durante todos os dias da oficina, os participantes se dedicaram à construção dos componentes fundamentais do plano de manejo do PARNA e, para isso, foram divididos em grupos para começar a elaborar os componentes. O primeiro foi o propósito no qual eles precisaram expressar a razão da existência da UC e o porquê ela foi criada; o segundo foram as declarações de significância que descrevem o que a UC tem de especial; em terceiro os recursos e valores, quando foram elencados os aspectos ambientais representativos do PARNA. Em quarto, os elementos de interpretação ambiental, que foram elaborados com base nas declarações de significância, sendo necessário definir os assuntos fundamentais para serem transmitidos as pessoas sobre a unidade.

Em quinto, os participantes realizaram uma avaliação da necessidade de dados e planejamento para cada recursos e valores estabelecidos. Em todas as construções dos componentes, os grupos apresentavam suas propostas para todos os presentes, e elaboravam com base no que foram apresentados os componentes finais, em processo participativo.

Em sexto, os grupos receberam mapas com o limite da unidade e um documento que continha um detalhamento de todas as zonas para todas as categorias de UCs. Em seguida, foi solicitado que eles fizessem a indicação de zonas de manejo para a área e também delimitassem a zona de amortecimento. No final, todos os grupos apresentaram suas propostas, e definiram em conjunto as zonas para o PARNA. Foram definidas sete zonas de manejo e a zona de amortecimento da área (Figura 4).

CC BY NC ND



Figura 4 – Grupos de trabalho reunidos na oficina de elaboração do plano de manejo do PARNA dos Campos Ferruginosos.
Fonte: NGI ICMBio Carajás.

Após a oficina, foi elaborada a minuta da primeira versão do plano de manejo. Como foi observado o uso tradicional dentro do PARNA, foi necessário realizar em novembro de 2023 uma oficina de consulta e pactuação de normas do uso tradicional do Povo Xikrin do Cateté no interior da UC, devido à impossibilidade da participação do representante da etnia na oficina de planejamento.



Figura 5 – Apresentação das versões do Plano de Manejo do PARNA dos Campos Ferruginosos para participantes da oficina, conselho de caciques e conselho consultivo.
Fonte: NGI ICMBio Carajás.

Em dezembro de 2023, a equipe de planejamento apresentou a primeira versão do plano para os participantes da oficina no Cedere I, no entorno do PARNA, na qual os mesmos fizeram algumas proposições, dentre elas, a solicitação de inserção de algumas normas para a zona de amortecimento (Figura 5). Em janeiro de 2024 essa mesma versão foi apresentada para a Coordenação Municipal de promoção dos Direitos Indígenas (CMPDI) e Instituto Botiê. Em fevereiro, foi estruturada e apresentada a segunda versão do plano para a DIMAN do ICMBio, que foi aprovado, e em maio de 2024, foi realizada a apresentação da terceira versão para o conselho consultivo do PARNA. Após o recebimento das sugestões e avaliação, foi construída a última versão enviada para a PFE do ICMBio.

A PFE realizou suas considerações no documento enviado, e os ajustes necessários foram realizados pela equipe e enviado novamente para a procuradoria, após aprovado pela mesma, o plano também foi apresentado e aprovado pelo Conselho Gestor do ICMBio. Finalizadas todas essas etapas, a portaria de aprovação do plano foi publicada no dia 30 de dezembro de 2024, e em janeiro de 2025 o plano de manejo foi publicado no site do ICMBio. A UC segue na fase de realizar a impressão e a divulgação do plano para a comunidade.

Conclusão

O plano de manejo serve como referência fundamental para as decisões de manejo e planejamento de uma UC, pois é através dele que os usos são regulamentados. A nova metodologia elaborada pelo ICMBio para a elaboração e revisão de planos de manejos tem sido utilizada em todas as UCs federais que necessitam da elaboração ou revisão. Por possuir uma abordagem estratégica, a mesma permite um maior envolvimento da comunidade, tornando o processo mais participativo.

O processo de elaboração do Plano de Manejo do PARNA dos Campos Ferruginosos se desenvolveu de acordo com o cronograma, estando na etapa final de divulgação. Como resultados, houve a formulação do propósito, significância e os recursos e valores fundamentais, além das questões-chave e priorização das necessidades de dados, e a proposta de zoneamento, definindo sete zonas de manejo e a zona de amortecimento, em um processo de construção realizado em grupos de trabalhos.

Esse processo participativo permitiu que a comunidade se envolvesse na construção do plano desde as primeiras reuniões preparatórias e fizessem proposições para o documento que estava sendo construído. Todos os convidados participaram de forma ativa, o que contribuiu para o sucesso da oficina, e consequentemente para a construção do documento que vai subsidiar a implementação da UC.

Assim, entende-se que o processo atual de construção de planos de manejos caracteriza-se por buscar um maior envolvimento da sociedade, planos mais compactos e condizentes com a realidade e que possui uma maior aplicabilidade.

Referências

1. Ervin J. Protected areas assessments in perspective. BioScience. 2003 Sep;53(9):819-22.

2. Medeiros R, Coutinho R, Martinez MI, Alvarenha Junior M, Young CEF. Contexto Geral das Unidades de Conservação no Brasil. In: Young CEF, Medeiros R, organizadores. Quanto vale o verde: a importância econômica das unidades de conservação brasileiras [Internet]. Rio de Janeiro: Conservação Internacional; 2018 [citado em 2024 Aug 25]. p. 14-29. Disponível em: https://www.funbio.org.br/wp-content/uploads/2018/08/Quanto-vale-o-verde.pdf.

3. Ministério do Meio Ambiente. Cadastro Nacional de Unidade de Conservação [Internet]. 2024 [citado em 2024 Jul 7]. Disponível em: https://cnuc.mma.gov.br/powerbi.

4. Brasil. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1º, incisos I, II, III, e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União. 2000 Jul 19; Seção 1:4917.

5. Brasil. Decreto nº 4340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras providências. Diário Oficial da União. 2002 Ago 23.

6. Galante MLV, Beserra MML, Menezes EOR. Roteiro metodológico de planejamento: parques nacionais, reservas biológicas e estações ecológicas. Brasília, DF: IBAMA; 2002.

7. ICMBio. Roteiro metodológico para elaboração e revisão de planos de manejo das unidades de conservação federais [Internet]. In: D'Amico AR, Coutinho EO, Moraes LFP, organizadores. Brasília: Instituto Chico Mendes de Conservação da

Biodiversidade: ICMBio; 2018 [citado em 2024 Jul 11]. p. 208. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/publicacoes/roteiros/roteiro_metodologico_elaboracao_revisao_plano_manejo_ucs.pdf.

8. Marques AC, Nucci JC. Planejamento, gestão e plano de manejo em unidades de conservação [Internet]. Revista Ensino e Pesquisa. 2007 [citado em 2024 Jul 10]; 4:33-9. Disponível em: https://www.erambiental.com.br/var/userfiles/arquivos69/documentos/12920/NucciMarques-PlanejGestaoPlanoManejoUCs-2007.pdf.

9. Martins DC. Planejamento do uso público em unidades de conservação federais: A experiência de adoção das orientações metodológicas na elaboração do Plano de Manejo de Uso Público do Parque Nacional da Amazônia [Monografia na Internet]. Brasília: Escola Nacional de Administração Pública; 2020 [citado em 2024 Jul 7]. 35 p. Disponível em: https://repositorio.enap.gov.br/jspui/handle/1/6205.

10.Brasil. Decreto s/n de 5 de junho de 2017. Dispõe sobre a criação do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, localizado nos Municípios de Canaã de Carajás e Parauapebas, Estado do Pará. Diário Oficial da União. 2017 Jun 6; Seção 1:8.

11.ICMBio. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Proposta de criação do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos de Carajás [Internet]. 2016 [citado em 2024 Jul 8]. 5 p. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/cartilha-baixa-pdf.

12.Brasil. Decreto s/n de 5 de junho de 2017. Dispõe sobre a criação do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, localizado nos Municípios de Canaã de Carajás e Parauapebas, Estado do Pará. Diário Oficial da União. 2017 Jun 6; Seção 1:8.

13.Viana PL, Mota NFO, Gil ASB, Salino A, Zappi DC, Harley RM, et al. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: história, área de estudos e metodologia. Rodriguésia [Internet]. 2016 [citado em 2024 Jul 10];67(5, Especial):1107-24. Disponível em: http://rodriguesia.jbrj.gov.br doi: 10.1590/2175-7860201667501.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Entomofauna da Reserva Biológica do Tapirapé, Pará: fauna de solo e borboletas frugívoras

Raiany Oliveira Silva[1]
https://orcid.org/0009-0006-4520-6311
Maúna da Silva Godinho[1]
https://orcid.org/0009-0006-7632-6439
Monayra Batista[2]
https://orcid.org/0009-0006-8766-752X
Tatiana Oliveira Menezes[1]
https:// orcid.org/0000-0002-7986-9926
Marcela Karina Lima Matos[1]
https://orcid.org/0009-0009-6625-8446
Aline de Oliveira Tedesco[1]
https://orcid.org/0000-0002-8165-1651
Bárbara Stherfany Caetano Furtado Barbosa[1]
https://orcid.org/0009-0005-6930-9844
Gabrielle Maria da Silva Barros[1]
https://orcid.org/0009-0006-8222-0833
Cairo Silva Santiago[1]
https://orcid.org/0009-0008-2429-9672
Brenda Beatriz Vieira Azevedo[1]
https://orcid.org/0009-0006-3957-6252
João Emanuel Moura Mata[3]
https://orcid.org/0009-0005-2783-0594
Vinícius Jose Gonzaga dos Reis de Almeida[4]
https://orcid.org/0009-0003-3728-3235
Danilo Elias Oliveira[1],*
https://orcid.org/0000-0003-1428-6444
*contato principal: <deoliveira@unifesspa.edu.br>

[1] Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará/Unifesspa, Museu de Biodiversidade Tauari, Marabá/PA, Brasil. <raianyoliveira@unifesspa.edu.br, mauna.sg@unifesspa.edu.br, tatymnz@hotmail.com, marcelakarina.mk@gmail.com, alinne.tedesco@gmail.com, barbarastherfany.caetano@gmail.com, gabyysillva155@gmail.com, cairodasilvasantiago@gmail.com, brenda.azevedo0807@gmail.com, deoliveira@unifesspa.edu.br>.

[2] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, NGI Carajás, Parauapebas/PA, Brasil. <monayrabatista@gmail.com>.

[3] Universidade Federal Rural da Amazônia/Ufra, Parauapebas/PA, Brasil. <emannuel.m7@hotmail.com>.

[4] Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará/Unifesspa, Ecologia e Conservação na Amazônia, Marabá/PA, Brasil. <vinireis1711@gmail.com>.

Recebido em 26/09/2024 - Aceito em 02/01/2025

Como citar:

Silva RO, Godinho MS, Batista M, Menezes TO, Matos MKL, Tedesco AO, Barbosa BSCF, Barros GMS, Santiago CS, Azevedo BBV, Mata JEM, Almeida VJGR, Oliveira DE. Entomofauna da Reserva Biológica do Tapirapé, Pará: fauna de solo e borboletas frugívoras. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 174-194. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2721

Palavras-chave: Fauna de solo; inseto; formiga; cupim; borboleta.

RESUMO – Os insetos representam o componente mais diversificado da biodiversidade, mas frequentemente são subestimados em estudos faunísticos. Isso ocorre na Reserva Biológica do Tapirapé (REBIOTA), que, em mais de 30 anos de existência, nunca teve um estudo focado na entomofauna. Neste trabalho, apresentamos o primeiro levantamento da entomofauna, com foco na fauna do solo, especialmente cupins e formigas, e nas borboletas frugívoras. Para a fauna de solo em geral coletamos em 20 armadilhas de interceptação e queda e 20 amostras de serrapilheira usando o extrator mini-Winkler. Coletamos os cupins em 40 parcelas de 10 m^2, complementadas com coletas por busca ativa. Para borboletas utilizamos o banco de dados de três campanhas de monitoramento de borboletas frugívoras do Programa Monitora. As identificações foram até nível de ordem para fauna de solo, gênero para formigas e espécie para cupins e borboletas. Coletamos 6.681 invertebrados de 17 ordens de insetos, além dos táxons Gastropoda, Arachnida, Chilopoda, Diplopoda e Crustacea; 401 amostras de cupins pertencentes a 105 espécies de quatro famílias; 2.516 formigas de 33 gêneros; e 800 borboletas de 56 espécies distribuídas em 10 tribos da família Nymphalidae. Os resultados obtidos proporcionam uma visão inicial da entomofauna presente na REBIOTA, que passa a ter conhecidas quase 170 espécies de insetos, incluindo espécies novas, como de *Tiunatermes,* espécies bioindicadoras, como as borboletas *Morpho* e potencialmente uma formiga invasora, *Tetramorium* cf. *bicarinatum*. Por fim, este trabalho destaca a urgência de ampliação das pesquisas entomológicas, especialmente nas áreas protegidas do Mosaico de Carajás.

CC BY NC ND

Entomofauna of the Tapirapé Biological Reserve, Pará: soil fauna and frugivorous butterflies

Keywords: Soil fauna; insect; ant; termite; butterfly.

ABSTRACT – Insects represent the most diverse component of biodiversity, but are often underestimated in faunal studies. This occurs in the Tapirapé Biological Reserve (REBIOTA), which, in over 30 years of existence, has never had a study focused on entomofauna. In this work, we present the first survey of entomofauna, focusing on soil fauna, especially termites and ants, and on frugivorous butterflies. For soil fauna in general, we collected 20 pitfall traps and 20 litter samples using the mini-Winkler extractor. We collected termites in 40 plots of 10 m², complemented by collections by active search. For butterflies, we used the database of three monitoring campaigns of frugivorous butterflies of the Monitora Program. Identifications were made to the order level for soil fauna, genus for ants and species for termites and butterflies. We collected 6,681 invertebrates from 17 insect orders, in addition to the taxa Gastropoda, Arachnida, Chilopoda, Diplopoda and Crustacea. We collected 401 termite samples belonging to 105 species from four families; 2,516 ants from 33 genera; and 800 butterflies from 56 species distributed in 10 tribes of the Nymphalidae family. The results obtained provide an initial overview of the entomofauna present in REBIOTA, which now has almost 170 known insect species, including new species, such as *Tiunatermes,* bioindicator species, such as *Morpho* butterflies and a potencially invasive ant, *Tetramorium* cf. *bicarinatum*. Finally, this work highlights the urgency of expanding entomological research, especially in the protected areas of the Carajás Mosaic.

Entomofauna de la Reserva Biológica de Tapirapé, Pará: fauna del suelo y mariposas frugívoras

Palabras clave: Fauna del suelo; insecto; hormiga; termita; mariposa.

RESUMEN – Los insectos representan el componente más diverso de la biodiversidad, pero a menudo se subestiman en los estudios de fauna. Esto ocurre en la Reserva Biológica Tapirapé (REBIOTA), que, en más de 30 años de existencia, nunca ha tenido un estudio enfocado a la entomofauna. En este trabajo presentamos el primer estudio de la entomofauna, centrándonos en la fauna del suelo, especialmente termitas y hormigas, y mariposas frugívoras. Para la fauna del suelo en general, recolectamos 20 trampas de interceptación y de caída y 20 muestras de hojarasca utilizando el mini extractor Winkler. Recolectamos termitas en 40 parcelas de 10 m², complementadas con recolecciones de búsqueda activa. Para las mariposas se utilizó la base de datos de tres campañas de monitoreo de mariposas frugívoras del Programa Monitora. Las identificaciones estuvieron al nivel de orden para fauna del suelo, género para hormigas y especies para termitas y mariposas. Recolectamos 6.681 invertebrados de 17 órdenes de insectos, además de los taxones Gastropoda, Arachnida, Chilopoda, Diplopoda y Crustacea. Recolectamos 401 muestras de termitas pertenecientes a 105 especies de cuatro familias; 2.516 hormigas de 33 géneros; y 800 mariposas de 56 especies distribuidas en 10 tribus de la familia Nymphalidae. Los resultados obtenidos ofrecen una primera visión de la entomofauna presente en REBIOTA, que cuenta actualmente con casi 170 especies de insectos conocidas, incluidas especies nuevas, como *Tiunatermes,* especies bioindicadoras, como las mariposas *Morpho* y uma hormiga potencialmente invasora, *Tetramorium* cf. *bicarinatum.* Finalmente, este trabajo resalta la urgencia de ampliar la investigación entomológica, especialmente en las áreas protegidas del Mosaico de Carajás.

Introdução

A Amazônia é uma das áreas mais importantes no cenário global, por seu papel na regulação do clima, sua contribuição para o estoque de carbono e por abrigar uma significativa parcela da biodiversidade global [1–5], além de prestar inúmeros serviços ecossistêmicos para todo o planeta [6]. Apesar de sua importância, desde a década de 70 vem sofrendo com desmatamento devido à expansão da fronteira agrícola e minerária. Como resultado, grande parte da Amazônia, principalmente a região Oriental, está reduzida a fragmentos de floresta [7].

Na Amazônia Oriental, a maior parte das áreas preservadas permanece intacta por estar protegida por terras indígenas (TIs) ou por unidades de conservação (UCs) [8]. No sudeste da Amazônia Oriental, o Mosaico de Carajás é um dos maiores fragmentos de floresta, com uma área total quase duas vezes maior que o Distrito Federal. O Mosaico de Carajás é composto por uma TI e seis UCs: Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, Floresta Nacional do Itacaiunas, Área de Proteção Ambiental do Igarapé Gelado, Floresta Nacional de Carajás e o Parque Nacional dos Campos Ferruginosos (PARNACF) e a Reserva Biológica do Tapirapé (daqui em diante denominada REBIOTA). Dentre elas, apenas duas são de proteção integral: a REBIOTA e o PARNACF [9]. A REBIOTA é uma das mais antigas UCs da região, com mais de 35 anos. Apesar disso, poucos estudos sobre sua biodiversidade foram conduzidos, incluindo o registro de um veado albino (*Mazama americana*) [10], novas ocorrências de duas espécies de anuros [11] e o registro do cachorro-vinagre (*Speothos venaticus*) [12]. Apenas um trabalho trata da entomofauna, em que descrevem um novo gênero e espécie de borboleta da família Nymphalidae [13].

A entomofauna é importante por ser o maior componente da diversidade de espécies e da biomassa em florestas tropicais [14]. Além disso, presta vários serviços ecossistêmicos, como decomposição da matéria orgânica, polinização e aeração do solo [15]. Por exemplo, os besouros coprófagos são muito importantes na dispersão de sementes, bioturbação, aeração e incorporação de nutrientes do solo [1]. Cupins e formigas juntos podem compor até 80% da biomassa animal em ambientes florestais [16]. Estima-se que a biomassa total de cupins seja de 50 mt e a de formigas, de 70 mt [16]. Para efeito de comparação, a biomassa dos seres humanos é de 60 mt. Além de apresentarem grande biomassa, as formigas estão entre os animais de solo mais ricos em espécies e, juntamente com os cupins, estão entre os mais abundantes nas florestas [15]. Apesar de seus evidentes e essenciais serviços ecossistêmicos, os insetos são proporcionalmente o grupo menos conhecido da biodiversidade animal. Isso é especialmente preocupante frente à atual crise da biodiversidade [17] e declínio global de populações de insetos [18].

Algumas iniciativas vêm sendo implantadas para mudar esse cenário de lacuna de conhecimento no Mosaico de Carajás, especialmente na REBIOTA. Uma das iniciativas, com objetivo de monitorar o estado da biodiversidade no interior das áreas protegidas, é o Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora, instituído pela Instrução Normativa ICMBio n° 3/2017 e reformulado pela Instrução Normativa nº 2/2022. É uma iniciativa do Instituto Chico Mendes da Biodiversidade (ICMBio) voltada a avaliar a eficácia da conservação nas UCs ao longo do tempo. Sua criação foi motivada pelo Plano Nacional de Biodiversidade (PNB), que destaca a importância de monitorar, avaliar e mitigar os impactos sobre a biodiversidade [19].

Na REBIOTA, o componente dos invertebrados no Programa Monitora é representado pelo monitoramento de borboletas frugívoras. Esse grupo foi identificado como um dos alvos globais de monitoramento devido à sua sensibilidade às mudanças ambientais e ao potencial de refletir as condições de conservação em diferentes biomas, regiões do país e até em contextos internacionais [20].

Percebe-se que, à exceção das ações do Programa Monitora, a pesquisa sobre a biodiversidade animal na REBIOTA, especialmente sobre a entomofauna, é quase inexistente. Neste trabalho apresentamos o primeiro levantamento da entomofauna da REBIOTA, focado na fauna de solo, especialmente cupins e formigas, e nas borboletas frugívoras registradas no Programa Monitora.

Material e Métodos

Área de estudo

A REBIOTA é uma UC de proteção integral localizada na região sudeste do estado do Pará, quase totalmente no município de Marabá e uma pequena porção a oeste em São Félix do Xingu. Foi criada pelo Decreto n° 97.719 de 5 de maio de 1989, e conta com uma área de 103 mil hectares no bioma amazônico. O rio Tapirapé, um importante afluente da margem esquerda do rio Itacaiúnas, deu origem ao nome da Reserva, que está localizada em sua margem direita. A vegetação da REBIOTA apresenta elevado grau de homogeneidade, com predomínio de floresta ombrófila aberta, manchas dispersas de floresta ombrófila densa e trechos de floresta ombrófila densa aluvial. Apresenta um clima tropical, quente e úmido, típico da região amazônica, período chuvoso de outubro a abril, seco de maio a outubro mas a umidade do ar é alta ao longo do ano, contribuindo para a vegetação exuberante e para as condições típicas da floresta tropical [21].

Coletamos na primeira metade de cada uma das três trilhas de monitoramento do Programa Monitora, que tem 5 km de extensão (Figura 1). O mapa foi elaborado no *software* livre *Qgis* versão 3.34.10 [22], utilizando o sistema de georreferenciamento *SIRGAS* 2000; os limites e dados da REBIOTA foram obtidos através do Portal de Dados Abertos do Governo Federal.

CC BY NC ND

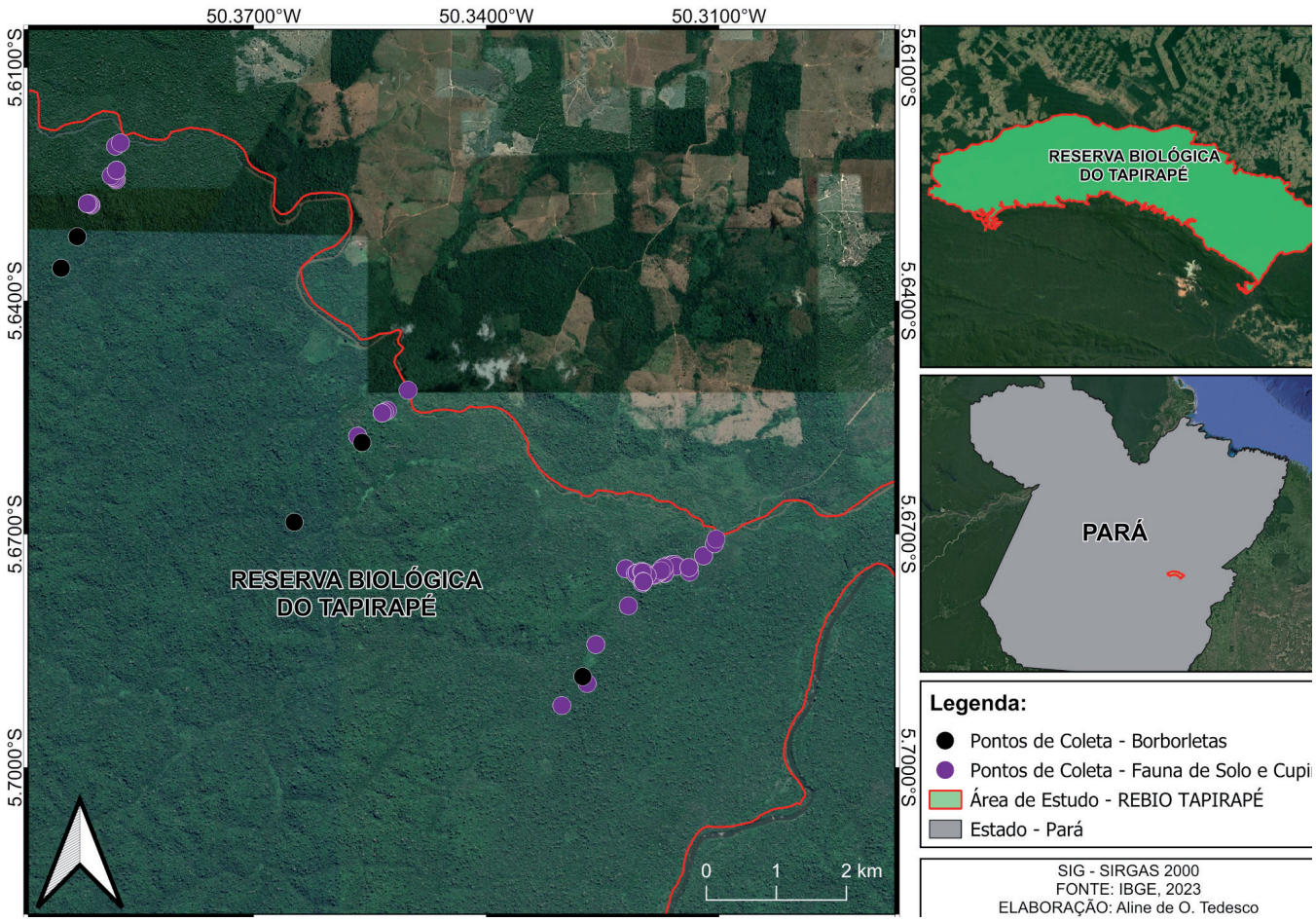


Figura 1 – Mapa de localização dos pontos de coleta de borboletas frugívoras, fauna de solo e cupins na Reserva Biológica do Tapirapé.

Coleta de fauna de solo

Entre os dias 18 e 29 de julho de 2022 aplicamos o protocolo ALL – Ants of the Leaf Litter [23], voltado para coleta de formigas, (Figura 2). O protocolo consiste em armadilhas de interceptação e queda (*pitfall traps*) e extratores mini-*winklers*. A coleta foi realizada em um transecto de 200 m, contendo 20 pontos amostrais com 10 m de intervalo entre si. A uma distância aproximada de um metro em relação a cada ponto, um pote de aproximadamente 500 ml é enterrado com a abertura posicionada ao nível do solo. Isso faz com que os insetos que estão forrageando no solo e na serrapilheira caiam acidentalmente dentro do pote, que contém solução mortífera de solução mortífera de água e detergente neutro. Após 48 horas as armadilhas são recolhidas e o líquido com os insetos é passado em uma peneira de 1 mm de abertura de malha e os espécimes coletados passam para um frasco com álcool 80% devidamente separados e rotulados com os metadados. No lado oposto ao pitfall foi feita a coleta de serapilheira com extrator mini-*winkler* a uma distância aproximada de 1 m em relação a cada ponto. Delimita-se, nesse método, uma área de 1 m^2, e toda a serrapilheira presente é peneirada em um redutor de serrapilheira (*sifter*). Esse material peneirado é transferido para os extratores mini-*winkler*, contendo um pote coletor ao fundo com álcool 80%, assim capturando os indivíduos que passam pelas telas contidas no equipamento. As amostras são recolhidas após 48 horas. O procedimento foi repetido em todos os pontos amostrais, totalizando assim 20 armadilhas do tipo *pitfall* e 20 do tipo mini-*winkler*.

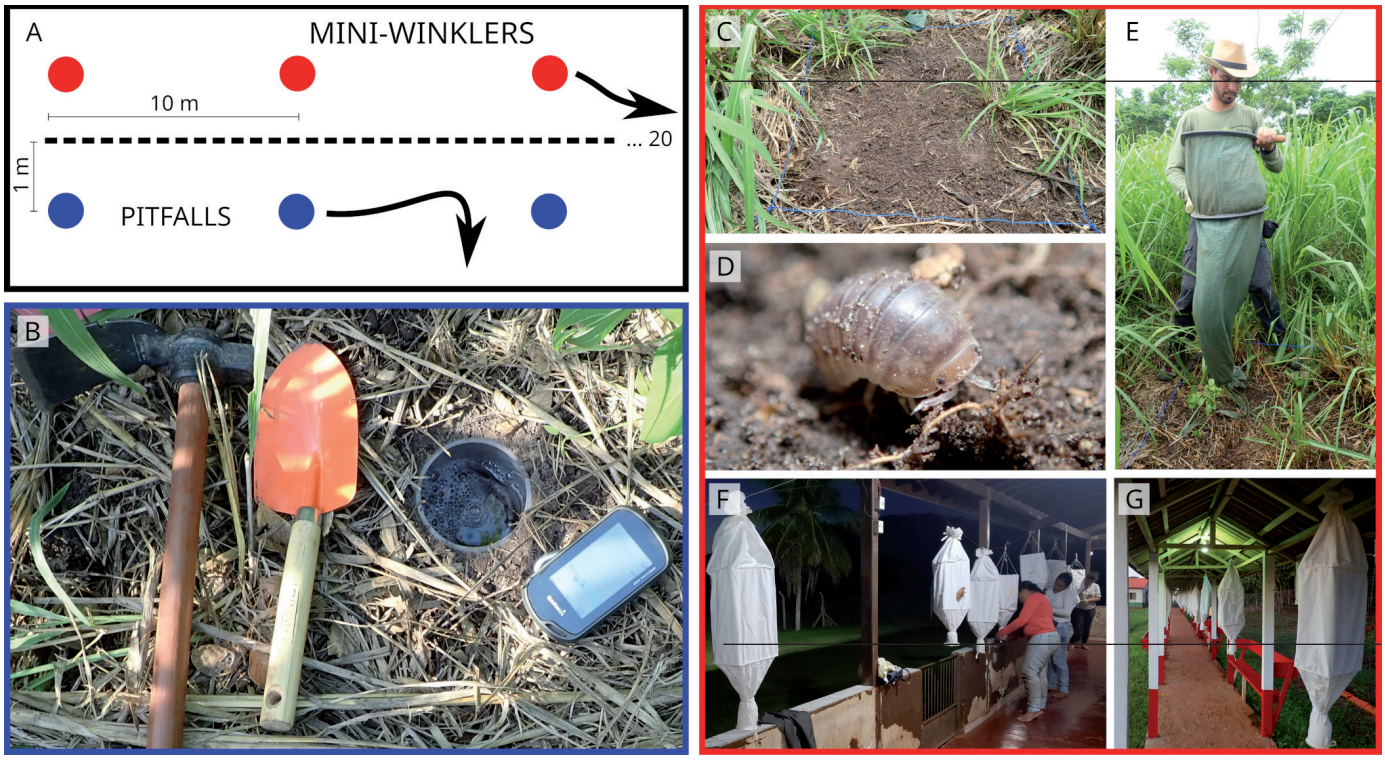


Figura 2 – Esquema de coleta de fauna de solo com protocolo ALL (*Ants of the Leaf Litter*) (23). A: esquema representando algumas das 20 armadilhas de cada um dos dois métodos (*pitfall* em azul e mini-winkler em vermelho). B: materiais usados para montagem e georreferenciamento das armadilhas *pitfall*; C - G: etapas de coleta com extratores mini-winkler: C: delimitação e remoção da serrapilheira; D: fauna de solo a ser extraída presente na serrapilheira; E: redução da serrapilheira com *sifter*; F: montagem dos extratores mini-Winkler; G: extratores montados.

Coleta de cupins – protocolo de parcelas e busca ativa

Para as coletas quantitativas, aplicamos o protocolo sugerido por Jones e Eggleton [24] (Figura3), que propõem a coleta de 20 parcelas de 2 x 5 m, em que uma pessoa por uma hora vasculha cada microhabitat (solo, serrapilheira, madeira, etc.) da parcela à procura de cupins. As parcelas foram distantes 20 m entre si, como sugerido por Cancello [25]. Em outras 20 parcelas aplicamos as modificações sugeridas por Dambros et al. [26], subdividindo o transecto em segmentos menores, de cinco parcelas cada, e distanciando cada segmento 500 m dos demais. Os cupins são coletados com auxílio de pinças entomológicas, em flaconetes contendo álcool 96%. Além das coletas quantitativas, também fizemos coletas por busca ativa para aumentar o número de espécies coletadas e se ter maior conhecimento da termitofauna local. Em cada coleta foi aferida a coordenada geográfica e coletada amostra de solo.

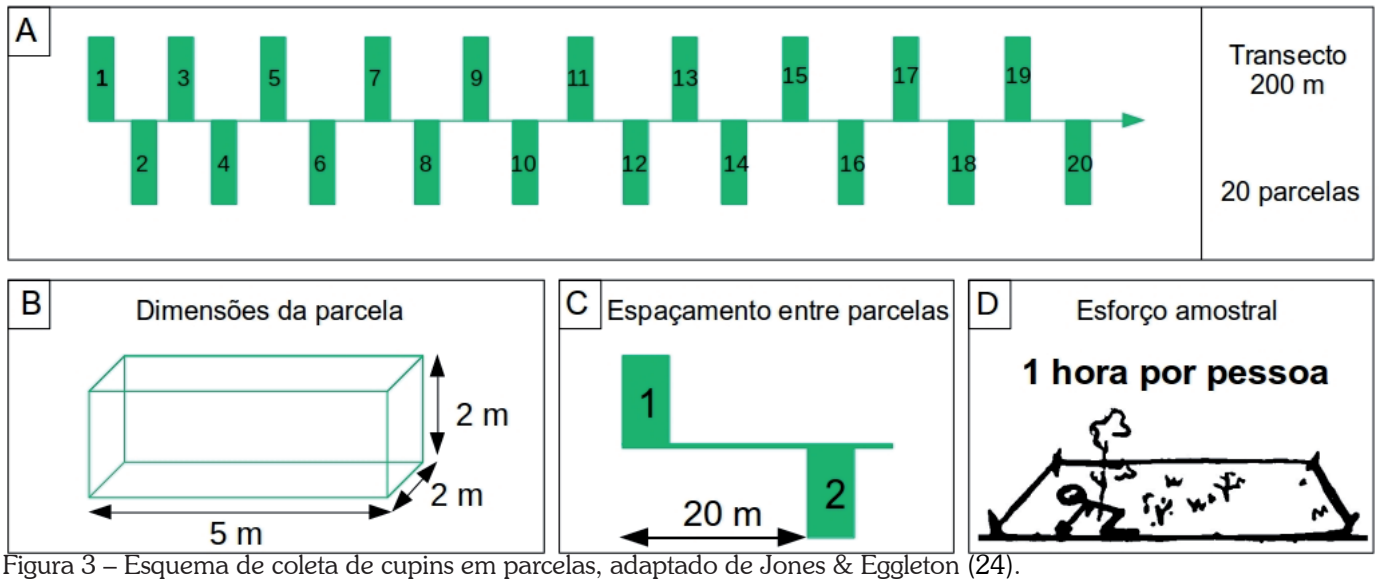


Figura 3 – Esquema de coleta de cupins em parcelas, adaptado de Jones & Eggleton (24).
Fonte: Matheus S. Sousa.

Triagem das amostras de fauna de solo e cupins

As amostras de fauna de solo e cupins foram encaminhadas e mantidas no Museu de Biodiversidade Tauari. Todo material foi tombado e compõe o acervo da Coleção de Isoptera e Coleção de Invertebrados da Unifesspa (CZM). Fizemos duplicatas das amostras de cupins, mantidas em álcool 96% e congeladas para futura extração de material genético. O restante de cada lote foi armazenado em álcool 80%. Separamos cada espécime em nível de ordem utilizando o livro "Insetos do Brasil: Diversidade e taxonomia" [27]. As formigas ainda estão sendo identificadas e aqui apresentaremos apenas resultados preliminares. A identificação até gênero foi feita com auxílio do livro "Guia para os gêneros de formigas do Brasil" [28] e trabalho de Feitosa e Dias [29]. A identificação até espécie será feita com apoio de taxonomistas da Universidade Federal do Paraná. Identificamos os cupins até gênero com auxílio da chave de identificação de Constantino [30] e até espécie utilizando trabalhos taxonômicos, comparação com a Coleção de Isoptera do Museu de Biodiversidade Tauari ou identificação por especialista.

Monitoramento de borboletas frugívoras – Programa Monitora

O monitoramento de borboletas frugívoras foi realizado por meio de transectos secundários de 100 m, dispostos ao longo da trilha principal, onde são instaladas armadilhas. O protocolo estabelece que cada transecto (unidade amostral de borboletas) deve conter quatro armadilhas do tipo Van Someren-Rydon (VSR), penduradas em galhos de árvores resistentes ao peso, com a base posicionada a cerca de 1 m do solo. As armadilhas foram equipadas com iscas, compostas de banana fermentada e caldo de cana, projetadas para atrair e capturar borboletas frugívoras. Na REBIOTA, são utilizados cinco transectos, em vez dos quatro recomendados, ampliando o esforço de coleta. O monitoramento ocorre em duas campanhas anuais, cada uma com duração de sete dias e com um intervalo de 15 a 30 dias entre elas, para este estudo com dados dos anos de 2023 (duas campanhas) e 2024 (uma campanha). No primeiro dia, as armadilhas são instaladas, e nos seis dias subsequentes, são revisadas. Os indivíduos capturados são registrados e marcados, assegurando que a mesma borboleta não seja contabilizada duas vezes em amostragens posteriores. Em seguida, os exemplares são soltos, e as iscas são trocadas a cada dois dias [31].

Após esse processo, no protocolo avançado, os monitores realizaram o registro fotográfico de todos os espécimes capturados. As imagens obtidas foram enviadas para posterior sistematização em planilhas e identificação dos indivíduos até o nível de espécie. As identificações seguiram as referências de Garwood et al. [32] e Santos [33], enquanto a classificação taxonômica foi baseada em Lamas [20].

Imagens

As imagens das borboletas frugívoras foram retiradas do banco de dados do Programa Monitora, gentilmente cedido pelo NGI Carajás/ICMBio. As imagens foram feitas em campo pelos monitores da biodiversidade, utilizando aparelhos de celular e o aplicativo ODK (Open Data Kit). As imagens da fauna de solo, incluindo formigas e cupins foram obtidas no Museu de Biodiversidade Tauari/Unifesspa em estereomicroscópio Nikon SMZ745T e câmera digital Moticam 1080p acoplada ao tubo trinocular. As capturas foram feitas no programa Motic Image Plus 3.1. Para a maioria dos casos fizemos fotomontagens com estaqueamento vertical de diferentes planos focais utilizando o programa CombineZP [34]. As pranchas foram montadas no programa GIMP 2.10 [35].

Análise de dados

Utilizamos o programa R Studio para as análises. Para avaliar a suficiência do esforço amostral da coleta de cupins fizemos uma curva de acumulação de espécies no com o pacote "vegan" e a função "specaccum" [36]. Escolhemos os cupins para a curva de acumulação por ser o banco de dados com resolução taxonômica até espécie e por ter sido empregado um grande esforço amostral, comparado com os outros estudos. Para avaliar se há diferença significativa entre as medianas de abundância e riqueza de borboletas entre as três campanhas (2023.1, 2023.2 e 2024.1), realizamos o teste não-paramétrico de Kruskal-Wallis, já que os dados não atenderam ao pressuposto de normalidade.

Resultados

Coletamos 6.681 invertebrados com o protocolo ALL (Tabela 1, Figura 4), incluindo 2486 formigas. Também coletamos amostras de 401 colônias de cupins com o protocolo específico para esse grupo e foram registradas 800 borboletas no protocolo específico, totalizando 7.882 animais (ou colônias) registradas.

CC BY NC ND

Fauna de solo

Além de 5.274 insetos, registramos um Mollusca, três Isopoda, sete Chilopoda, sete Diplopoda e 1.389 Arachnida das ordens Acari (1.083 indivíduos), Aranae (121 indiv.), Opiliones (12 indiv.), Pseudoscorpiones (171 indiv.) e Scorpiones (dois indiv.) (Fig. 5). As ordens de insetos mais abundantes foram Hymenoptera, que engloba as formigas (família Formicidae), e Blattaria, que engloba os cupins (infraordem Isoptera). As duas ordens somam mais de 50% da abundância de insetos encontrada.

Tabela 1 – Lista da entomofauna de solo da REBIOTA com suas abundâncias e método de coleta.

Táxon	Método	Abundância
Blattaria	*Pitfall* e mini-*winkler*	1973
Coleoptera	*Pitfall* e mini-*winkler*	154
Collembola	*Pitfall* e mini-*winkler*	84
Dermaptera	Mini-*winkler*	1
Diplura	Mini-*winkler*	6
Diptera	*Pitfall* e mini-*winkler*	335
Embioptera	Mini-*winkler*	2
Hemiptera	*Pitfall* e mini-*winkler*	20
Hymenoptera	*Pitfall* e mini-*winkler*	2.522
Lepidoptera	*Pitfall* e mini-*winkler*	2
Neuroptera	Mini-*winkler*	4
Orthoptera	*Pitfall* e mini-*winkler*	48
Pauropoda	Mini-*winkler*	1
Protura	*Pitfall* e mini-*winkler*	6
Psocoptera	Mini-*winkler*	28
Thysanoptera	*Pitfall* e mini-*winkler*	86
Tricoptera	Mini-*winkler*	2
TOTAL		5.274

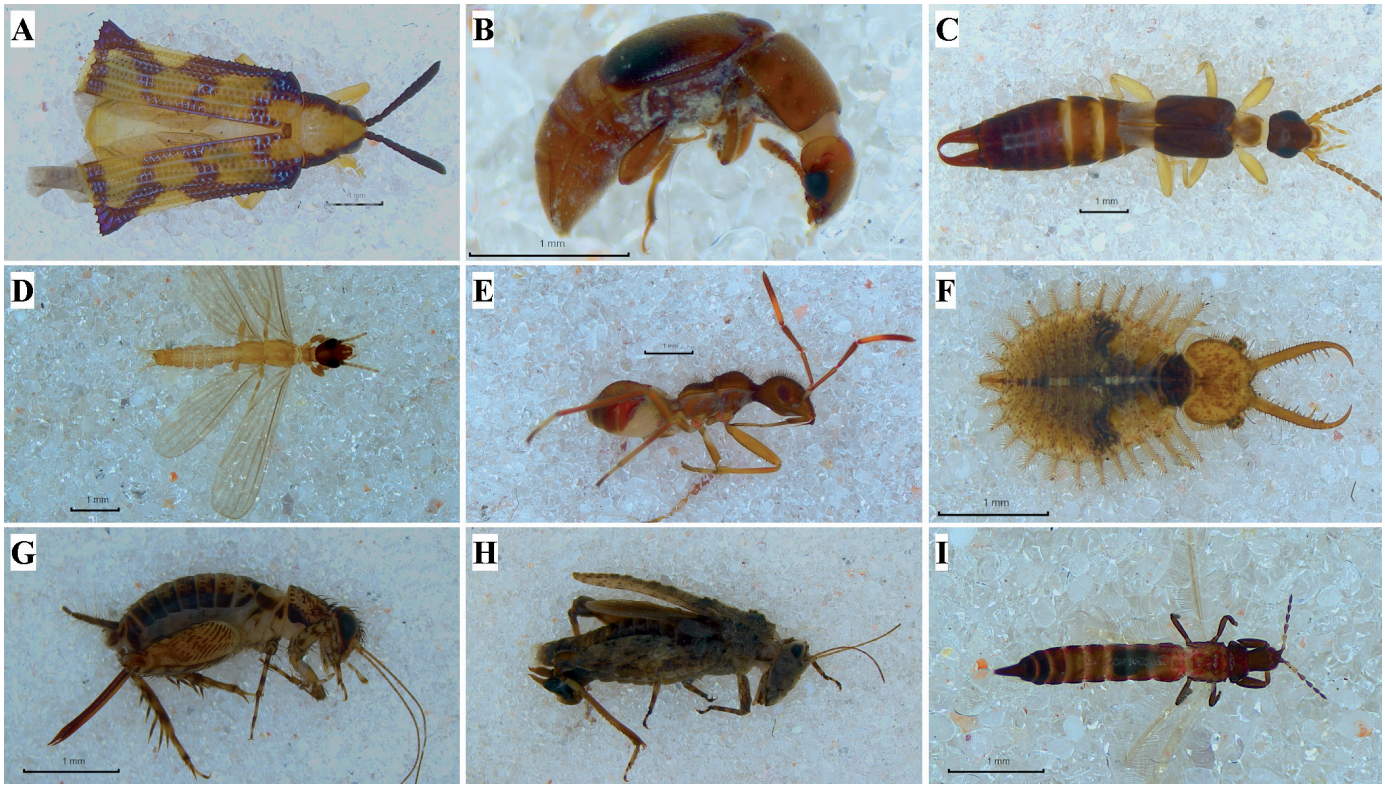


Figura 4 – Entomofauna encontrada na Reserva Biológica do Tapirapé. A-B: Coleoptera; C: Dermaptera; D: Embioptera; E: Hemiptera; F: Neuroptera; G-H: Orthoptera; I: Thysanoptera. Escala = 1 mm.

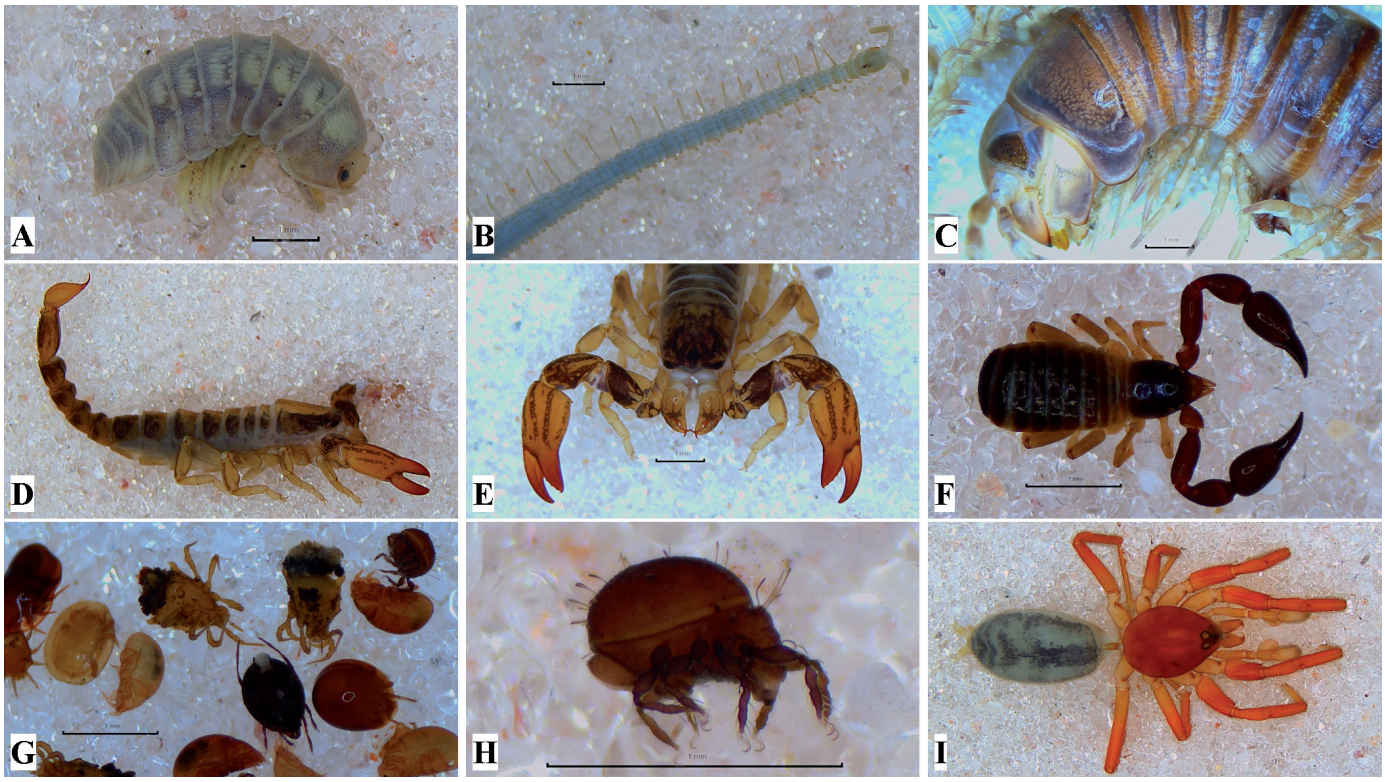


Figura 5 – Invertebrados não-insetos da fauna de solo encontrada na Reserva Biológica do Tapirapé. A: Isopoda; B: Chilopoda; C: Diplopoda; D-E: Scorpiones; F: Pseudoscorpiones; G-H: Acari; I: Aranae.

Formigas (Hymenoptera: Formicidae)

Coletamos 2522 Hymenoptera; destas, 1.864 nos extratores mini-*winkler* e outras 658 nos *pitfalls*. Foram seis vespas e 2516 formigas pertencentes a 33 gêneros, principalmente da subfamília Myrmicinae, além de 30 reprodutores não identificados (Tabela 2). Algumas das formigas coletadas podem ser vistas na Figura 6.

As espécies já identificadas são *Alfaria minuta, Basiceros militaris, Eciton burchelli, Mayaponera constricta, Nylanderia docilis, Pheidole astur* e *Strumigenys trudifera*. Das formigas encontradas, 1.380 são onívoras generalistas, mas a maioria dos grupos taxonômicos (11 gêneros) é predadora generalista terrestre. Apesar de pouco material ter sido identificado até espécie, percebe-se que há uma riqueza considerável e, principalmente, uma grande abundância de formigas na REBIOTA.

Tabela 2 – Lista de gêneros de formigas coletadas na REBIOTA, com suas respectivas abundâncias e guildas tróficas. S = número de gêneros; AC = atíneas criptobióticas; OG = onívoras generalistas; AO = onívoras arbóreas; OT = onívoras terrestres; PET = predadoras especialistas terrestres; e PGT = predadoras generalistas terrestres.

Gênero	Abundância	Abundância
Dorylinae (S = 2)	56	
Eciton	52	PGT
Neivamyrmex	4	PET
Ectatomminae (S = 3)	**75**	
Alfaria	3	PGT
Ectatomma	23	OG
Gnamptogenys	49	PGT
Fomicinae (S = 3)	**358**	
Camponotus	173	OG
Brachymyrmex	152	OG
Nylanderia	33	OG

CC BY NC ND

Gênero	Abundância	Abundância
Myrmicinae (S = 19)	**1910**	
Acromyrmex	20	AC
Apterostigma	1	AC
Basiceros	4	PGT
Carebara	12	OT
Crematogaster	413	OG
Cyphomyrmex	70	AC
Hylomyrma	1	OT
Megalomyrmex	9	OT
Mycetophylax	6	AC
Ochetomyrmex	174	PGT
Octostruma	83	PGT
Paratrachymyrmex	10	OG
Pheidole	437	OG
Rogeria	72	OT
Solenopsis	318	OT
Strumigenys	140	PGT
Tetramorium	1	OG
Trachymyrmex	1	AC
Wasmannia	138	OG
Ponerinae (S = 5)	**83**	
Hypoponera	29	PGT
Mayaponera	37	PGT
Neoponera	3	PET
Odontomachus	5	PGT
Pachycondyla	9	PGT
Pseudomyrmecinae (S = 1)	**4**	
Pseudomyrmex	4	OA
TOTAL = 33 gêneros	**2486**	

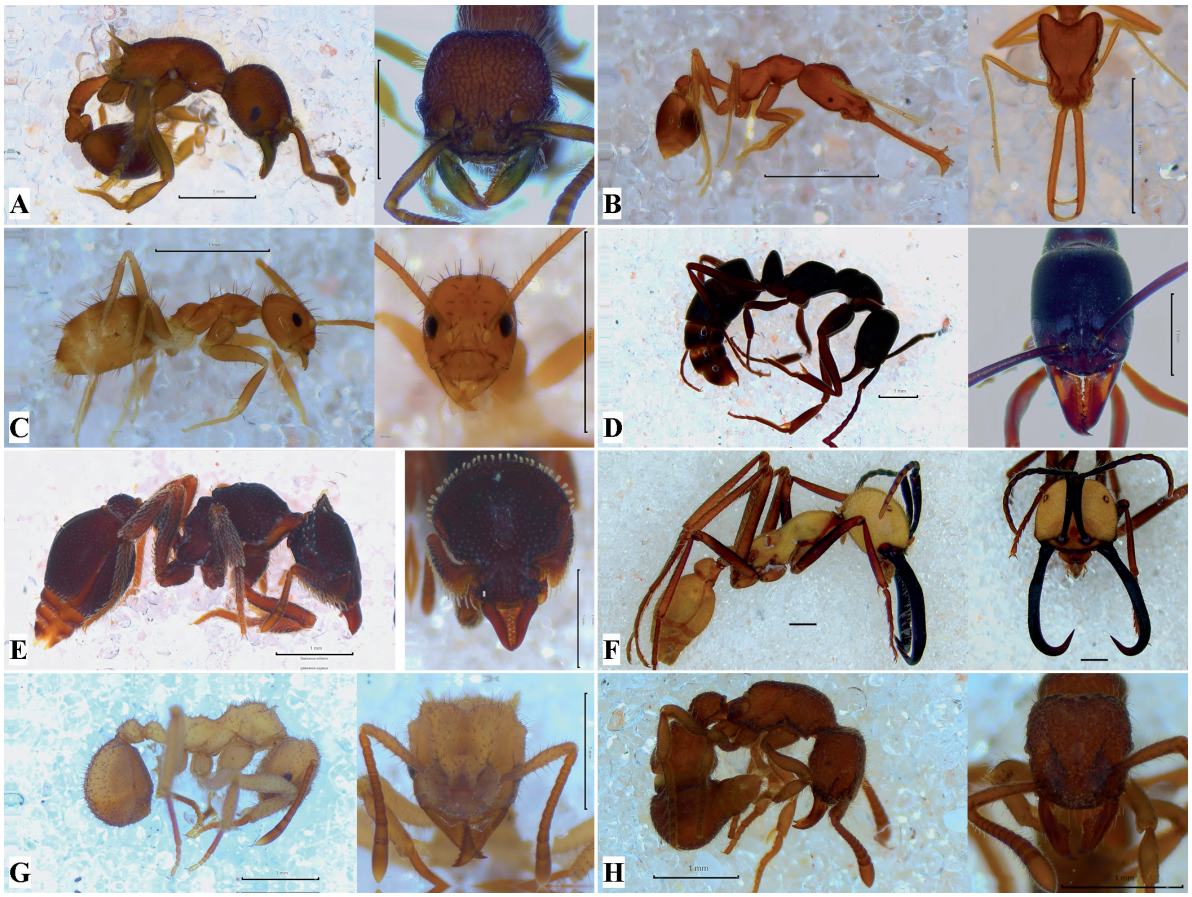


Figura 6 – Formigas coletadas na Reserva Biológica do Tapirapé. Vista em perfil e frontal de A: *Hylomyrma;* B: *Strumigenys trudifera;* C: *Nylanderia docilis*; D: *Mayaponera constricta*; E: *Basiceros militaris*; F: *Eciton burchellii*; G: *Parathachymyrmex;* H: *Alfaria minuta.* Escala = 1 mm.

Cupins (Blattaria: Isoptera)

Coletamos 401 amostras de cupins pertencentes a 105 espécies de quatro famílias (Tabela 3, Figura 7). As espécies mais comuns (i.e. com mais de 20 encontros) foram *Nasutitermes coxipoensis* (31 colônias), *Heterotermes tenuis* (25 colônias) e *Microcerotermes exiguus* (22 colônias), todas xilófagas; 38 espécies foram encontradas apenas uma vez. A maior diversidade de espécies foi de humívoros (49 spp.), seguida por xilófagos (28 spp.), intermediários (20 spp.) e comedores de serrapilheira (sete spp.). Das 105 espécies, 88 foram encontradas em floresta ombrófila densa e/ou aberta, 16 foram encontradas também em várzea e uma, *Agnathotermes crassinasus*, foi encontrada exclusivamente na várzea (Tabela 3, asterisco).

Tabela 3 – Lista de espécies de cupins da REBIOTA com suas respectivas abundâncias (N), guildas ecológicas, e hábitats de encontro (MD = madeira em decomposição; MS = madeira seca; SO = solo; SE = serrapilheira; TE = termiteiro epígeo; TH = termiteiro hipógeo; TA = termiteiro arborícola; GA = galeria em árvore). S = número de espécies; * = espécies encontradas em várzea.

Espécie	N	Guilda	Hábitat
Heterotermitidae (S = 2)	**32**		
*Coptotermes testaceus**	7	Xilófago	MD; MS
*Heterotermes tenuis**	25	Xilófago	MD; MS; SO, SE; TE
Kalotermitidae (S = 6)	**10**		
Calcaritermes temnocephalus	1	Xilófago	MS
Calcaritermes rioensis	3	Xilófago	MD
Cryptotermes sp.	1	Xilófago	MS
Eucryptotermes hageni	1	Xilófago	MS
Glyptotermes sp.	3	Xilófago	MS
Rugitermes sp.	1	Xilófago	MS
Rhinotermitidae (S = 5)	**11**		
Dolichorhinotermes latilabrum	2	Xilófago	MD
Dolichorhinotermes longilabius	3	Xilófago	MD
Rhinotermes marginalis	1	Xilófago	MD
Rhinotermes sp.1	4	Xilófago	MD; MS
Rhinotermes sp.2	1	Xilófago	MS
Termitidae: Amitermitinae (S = 2)	**3**		
Dentispicotermes globicephalus	2	Intermediário	SE; SO
Orthognathotermes heberi	1	Humívoro	TE
Termitidae: Apicotermitinae (S = 30)	**73**		
Anoplotermes sp.1	2	Humívoro	TE
Anoplotermes sp.2	2	Humívoro	SO
Anoplotermes sp.3	1	Humívoro	SO
Aparatermes silvestri	2	Humívoro	MD; TH
Disjunctitermes sp.	1	Humívoro	SO
Dissimulitermes sp.	2	Humívoro	MS; SO
Apicotermitinae G10 sp.25	2	Humívoro	MD; SO
Apicotermitinae G10 sp.35	4	Humívoro	MD; SO
Apicotermitinae G10 sp.84	6	Humívoro	MD; SO
Apicotermitinae G15 sp.111	2	Humívoro	MD; MS; SO
Apicotermitinae G15 sp.115	3	Humívoro	TE; SO

	Apicotermitinae GC sp.H	1	Humívoro	SO
	Apicotermitinae GE sp.J	2	Humívoro	TE; SO
	Gen. Et sp. nov.	1	Humívoro	MD
	Grigiotermes sp.127	3	Humívoro	TE
	Grigiotermes sp.134	2	Humívoro	TE; GA
	Hirsutitermes sp.	2	Humívoro	SO
	Humutermes krishnai	1	Humívoro	SO
	Humutermes noiroti	3	Humívoro	SO
	Krecekitermes daironi	1	Humívoro	SO
	Longustitermes sp.	4	Humívoro	SO
	Ourissotermes giblinorum	2	Humívoro	SO
	Patawatermes nigripunctatus	1	Humívoro	MD
	Patawatermes turricola	1	Humívoro	TE
	Rubeotermes sp.	5	Humívoro	SO
	Ruptitermes bandeirai	1	Humívoro	TE; SO
	Ruptitermes reconditus	6	Humívoro	MD; TE
	Rustitermes boteroi	6	Humívoro	TE; SO
	Tetimatermes oliveirae	2	Humívoro	SO
	Tonsuritermes tucky	2	Humívoro	SO
Termitidae: Crepititermitinae (S = 1)		**7**		
	Crepititermes verruculosus	7	Humívoro	MD; TE; SO
Termitidae: Cylindrotermitinae (S = 1)		**6**		
	Cylindrotermes parvignathus	6	Xilófago	MS; SE; SO
Termitidae: Microcerotermitinae (S = 2)		**27**		
	Microcerotermes exiguus	22	Xilófago	MD; GA; TE; SO
	*Microcerotermes strunckii**	5	Xilófago	MD; GA; TA; SO
Termitidae: Nasutitermitinae (S = 26)		**105**		
	*Agnathotermes crassinasus**	1	Humívoro	TE
	Agnathotermes glaber	3	Humívoro	TE; SO
	Atlantitermes oculatissimus	2	Humívoro	MD; TE
	Atlantitermes stercophilus	1	Humívoro	SO
	Cyranotermes caete	1	Humívoro	SO
	Cyranotermes karipuna	1	Humívoro	TE
	Cyranotermes timuassu	1	Humívoro	TE
	*Nasutitermes corniger**	2	Xilófago	SE
	*Nasutitermes coxipoensis**	31	Xilófago	MD; MS; TE; SO
	Nasutitermes crassus	1	Xilófago	MD; TA
	Nasutitermes ephratae	8	Xilófago	MD; MS; TE; SO
	Nasutitermes guayanae	5	Xilófago	MD; TA
	Nasutitermes similis	8	Xilófago	TA; SE; SO
	Nasutitermes sp.1	4	Xilófago	MD; TA; SO
	Nasutitermes sp.10	1	Xilófago	SO
	Nasutitermes sp.16	1	Xilófago	TE

	Nasutitermes sp.3*	2	Xilófago	TA
	Nasutitermes sp.4*	1	Xilófago	MD
	Nasutitermes sp.6*	4	Xilófago	MS; TA
	Nasutitermes sp.7	1	Xilófago	SO
	Rotunditermes bragantinus	3	Intermediário	MD; TA; TE
	*Subulitermes microsoma**	11	Humívoro	MD; TE; SO
	Tiunatermes **sp.nov.**	3	Humívoro	TE; SO
	Triangularitermes sp.	1	Intermediário	MD
	Triangularitermes triangulariceps	7	Intermediário	MD; MS; TE; SO
	Velocitermes velox	1	Comedor de serrapilheira	SE
Termitidae: Neocapritermitinae (S = 5)		**7**		
	Neocapritermes angusticeps	1	Intermediário	SO
	Neocapritermes araguaia	3	Intermediário	TE; SO
	Neocapritermes opacus	1	Intermediário	TE
	Neocapritermes pumilis	1	Intermediário	MS
	Neocapritermes sp.	1	Intermediário	TE
Termitidae: Syntermitinae (S = 18)		**99**		
	*Cornitermes bequaerti**	3	Comedor de serrapilheira	MD; TE
	*Cornitermes pugnax**	1	Comedor de serrapilheira	TE
	Cornitermes villosus	15	Comedor de serrapilheira	MD; MS; TE; SE; SO
	Curvitermes odontognathus	6	Humívoro	TE
	Cyrilliotermes angulariceps	8	Humívoro	TE; SO
	Embiratermes neotenicus	10	Intermediário	MD; TE; SO
	Embiratermes snyderi	6	Intermediário	MD; TE; SO
	Genuotermes spinifer	7	Humívoro	TE
	Labiotermes leptothrix	1	Humívoro	TE
	Labiotermes pelliceus	2	Humívoro	TE
	Silvestritermes cf. *almirsateri*	1	Intermediário	TE
	*Silvestritermes euamignathus**	4	Intermediário	MD
	*Silvestritermes lanei**	3	Intermediário	MD; TA
	Syntermes calvus	1	Comedor de serrapilheira	SO
	Syntermes dirus	1	Comedor de serrapilheira	TE
	Syntermes molestus	7	Comedor de serrapilheira	TH; SO
	Uncitermes teevani	7	Intermediário	MD; TE
	Vaninitermes ignotus	16	Intermediário	TE; TH; SO
Termitidae: Termitinae (S = 7)		**21**		
	*Cavitermes parmae**	2	Humívoro	TE
	Cavitermes parvicavus	1	Humívoro	TE
	Cornicapritermes mucronatus	2	Intermediário	SO
	Spinitermes trispinosus	10	Humívoro	TE; SO
	Termes ayri	3	Intermediário	TE
	*Termes medioculatus**	1	Intermediário	TA
	Termes nigritus	2	Intermediário	MD; TA
TOTAL = 105 espécies		**401**		

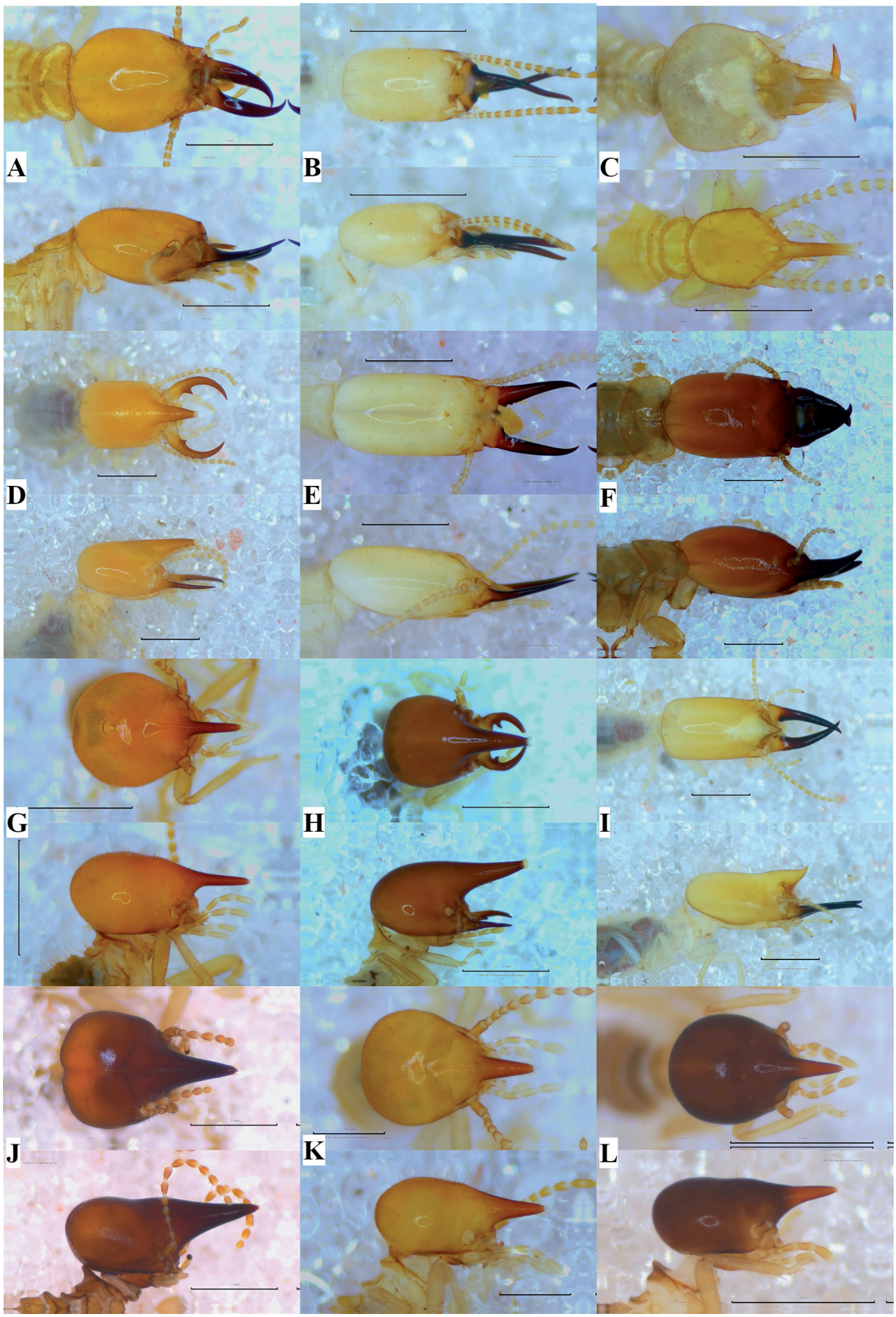


Figura 7 – Cupins coletados na Reserva Biológica do Tapirapé, vista dorsal e perfil da cabeça do soldado. A: *Coptotermes testaceus;* B: *Crepititermes verruculosus;* C: *Dolichorhinotermes longilabius* (vista dorsal do soldado maior, acima, e menor, abaixo); D: *Embiratermes neotenicus;* E: *Heterotermes tenuis;* F: *Rugitermes* sp.; G: *Rotunditermes bragantinus;* H: *Silvestritermes euamignathus;* I: *Spinitermes trispinosus;* J: *Tiunatermes* sp. nov.; K: *Triangulariticermes triangulariceps;* L: *Nasutitermes coxipoensis.* Escala = 1 mm.

CC BY NC ND

Pela análise da curva de acumulação (Figura 8) percebe-se que o aumento do esforço amostral (número de parcelas) é sempre acompanhado do incremento no número de espécies de cupins, sem nenhuma tendência à estabilização. Em outras palavras, mesmo com o expressivo esforço de coleta empregado, ainda existem muitas espécies a serem encontradas na REBIOTA.

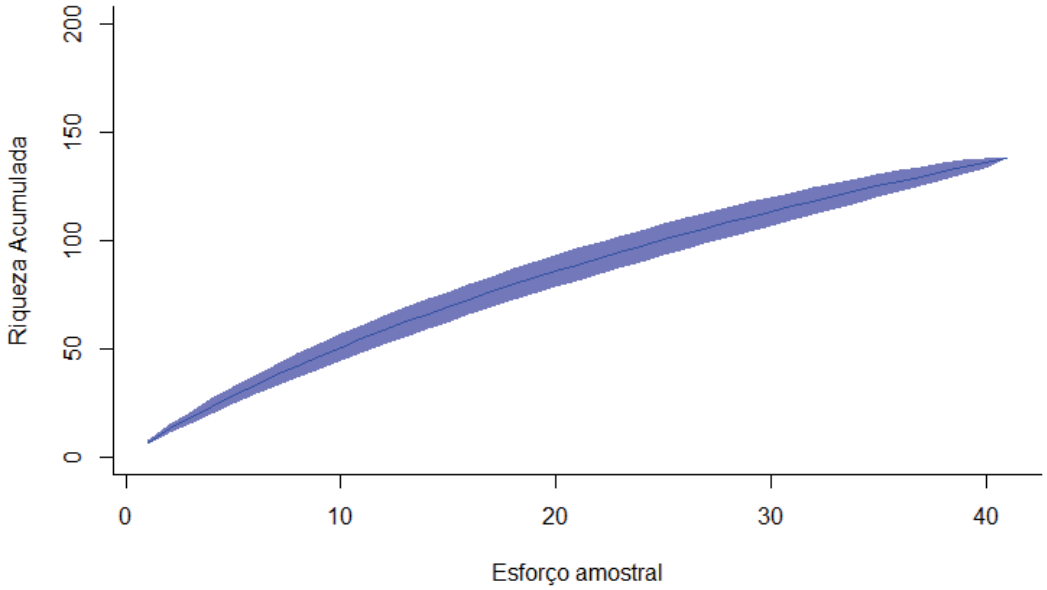


Figura 8 – Curva de acumulação mostrando a riqueza de espécies de cupins que foi observada na Reserva Biológica do Tapirapé em função do esforço amostral (= nº de parcelas de 2 x 5 m).

Borboletas frugívoras

Ao longo de 2023 e 2024, foram registrados 800 indivíduos de borboletas, distribuídos em 56 espécies pertencentes a dez tribos da família Nymphalidae (Tabela 4, Figura 9). A tribo Satyrini foi a mais representativa, com 19 espécies identificadas. No entanto, houve uma redução contínua na riqueza de tribos e na abundância de borboletas ao longo das campanhas, com 2024 registrando menos da metade dos indivíduos observados na primeira campanha de 2023 (Figura 10). As espécies mais abundantes foram *Morpho helenor*, seguidas por *Pseudodebis marpessa* e *P. valentina*.

Os resultados do monitoramento de borboletas frugívoras, representados em *boxplots*, evidenciam um padrão de declínio tanto na riqueza (X^2 =19,633, GL = 2, p < 0,001) quanto na abundância (X^2 =16,586, GL = 2, p < 0,001) ao longo das campanhas. A riqueza de espécies foi maior em 2023.1, com redução em 2023.2 e valores similares em 2024.1, conforme mostrado no gráfico da esquerda. De maneira análoga, a abundância foi mais alta em 2023.1, diminuiu em 2023.2 e alcançou o menor registro em 2024.1, como ilustrado no gráfico da direita (Figura 10).

Tabela 4 – Espécies de borboletas frugívoras registradas em três campanhas do Programa Monitora na REBIOTA. S = número de espécies.

Espécie	N			TOTAL
	2023.1	2023.2	2024	
Ageroniini (S=1)				
Hamadryas epinome (C. Felder & R. Felder, 1867)	2	0	0	2
Epicaliini (S=7)				
Catonephele acontius (Linnaeus, 1771)	1	17	1	19
Catonephele numilia Cramer, 1779	1	0	0	1
Catonephele orites Stichel, 1899	1	13	0	14
Nessaea aglaura (E. Doubleday, [1848])	1	0	0	1
Nessaea batesii (C. Felder & R. Felder, 1860)	4	0	0	4

Nessaea hewitsonii (C. Felder & R. Felder, 1859)	2	0	0	2
Nessaea obrinus (Linnaeus, 1758)	33	3	7	43
Eunicini (S=1)				
Eunica cuvierii (Godart, 1819)	6	3	4	13
Epiphilini (S=3)				
Nica flavilla (Godart, 1823)	1	0	0	1
Pyrrhogyra amphiro H. Bates, 1865	1	0	0	1
Temenis laothoe (Cramer, 1777)	4	0	0	4
Anaeini (S=3)				
Memphis moruus (Fabricius, 1775)	2	0	0	2
Zaretis isidora (Cramer, 1779)	0	1	0	1
Zaretis itys (Cramer, 1777)	2	0	0	2
Preponini (S=5)				
Archaeoprepona amphimachus (Fabricius, 1775)	1	0	0	1
Archaeoprepona demophon (Linnaeus, 1758)	17	14	2	33
Archaeoprepona licomedes (Cramer, 1777)	6	0	0	6
Mesoprepona pheridamas (Cramer, 1777)	7	2	0	9
Prepona laertes (Hübner, [1811])	2	0	0	2
Coeini (S=3)				
Colobura annulata Willmott, Constantino & J. Hall, 2001	1	0	0	1
Colobura dirce (Linnaeus, 1758)	20	0	3	23
Tigridia acesta (Linnaeus, 1758)	21	1	4	26
Morphini (S=3)				
Morpho achilles (Linnaeus, 1758)	10	2	11	23
Morpho deidamia (Hübner, [1819])	1	0	0	1
Morpho helenor (Cramer, 1776)	39	47	49	135
Brassolini (S=11)				
Bia actorion (Linnaeus, 1763)	5	2	2	9
Caligo brasiliensis (C. Felder, 1862)	1	0	0	1
Catoblepia berecynthia (Cramer, 1777)	6	3	1	10
Catoblepia xanthicles (Godman & Salvin, 1881)	2	0	0	2
Catoblepia xanthus (Linnaeus, 1758)	2	0	0	2
Eryphanis automedon (Cramer, 1775)	1	1	0	2
Eryphanis lycomedon (C. Felder & R. Felder, 1862)	1	0	0	1
Eryphanis reevesii (Doubleday, [1849])	5	0	0	5
Narope cyllastros E. Doubleday, [1849]	0	1	0	1
Opoptera aorsa (Godart, [1824])	0	2	0	2
Opsiphanes invirae Hübner, 1818	6	0	0	6
Satyrini (S=19)				
Cissia penelope (Fabricius, 1775)	3	0	1	4
Erichthodes antonina (C. Felder & R. Felder, 1867)	9	0	0	9
Lazulina tolumnia (Cramer, 1777)	1	0	0	1
Pareuptychia ocirrhoe (Fabricius, 1776)	5	1	0	6
Paryphthimoides poltys (Prittwitz, 1865)	1	0	0	1
Paryphthimoides terrestris (A. Butler, 1867)	1	0	0	1
Pseudeuptychia herseis (Godart, [1824])	1	0	0	1

	Pseudodebis marpessa (Hewitson, 1862)	83	12	30	125
	Pseudodebis valentina (Cramer, 1779)	65	47	13	125
	Taygetis cleopatra C. Felder & R. Felder, 1867	5	3	6	14
	Taygetis echo (Cramer, 1775)	5	2	2	9
	Taygetis laches Fabricius, 1793	6	3	0	9
	Taygetis larua C. Felder & R. Felder, 1867	3	0	0	3
	Taygetis leuctra A. Butler, 1870	4	13	1	18
	Taygetis mermeria (Cramer, 1776)	16	5	5	26
	Taygetis rufomarginata Staudinger, 1888	4	14	0	18
	Taygetis thamyra (Cramer, 1779)	4	2	1	7
	Taygetis tripunctata Weymer, 1907	2	2	0	4
	Taygetis virgilia (Cramer, 1776)	4	4	0	8
	TOTAL = 56 espécies	**437**	**220**	**143**	**800**



Figura 9 – Borboletas frugívoras capturadas no componente Florestal do Programa Monitora. *Nessaea obrinus* (macho) (A e N), *Morpho helenor* (B e M), *Archaeoprepona demophon* (C e P), *Nessaea obrinus* (fêmea) (D e N), *Tigridia acesta* (E), *Catonephele numilia* (F), *Opsiphanes invirae* (G), *Zaretis itys* (H), *Colobura dirce* (I e O), *Taygetis laches* (J, K e L).

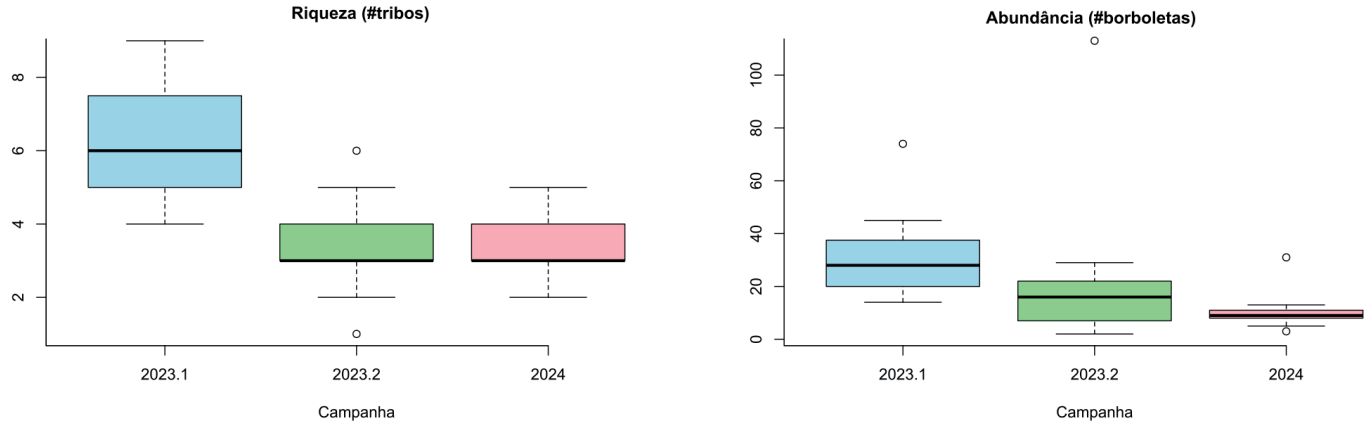


Figura 10 – Riqueza de tribos (esquerda) e abundância (direita) de borboletas na Reserva Biológica do Tapirapé ao longo de três campanhas de amostragem do Programa Monitora.

Discussão

Fauna de solo

Os resultados obtidos no presente estudo proporcionam uma visão inicial da entomofauna presente na REBIOTA. Neste trabalho apresentamos cerca de oito mil indivíduos distribuídos em mais de 200 táxons principalmente de insetos, com detalhamento de 33 gêneros de formigas, 105 espécies de cupins e 56 espécies de borboletas frugívoras. Os grupos mais abundantes foram as formigas (Hymenoptera: Formicidae) e cupins (Blattaria: Isoptera) que, juntamente com minhocas, são ditos engenheiros de ecossistemas [37] e ambos são os maiores detentores de biomassa animal em solos tropicais [15].

A alta abundância desses grupos é comumente observada em áreas bem preservadas. Baretta *et al.* [38] citam as formigas, cupins e minhocas como os grupos mais representativos da macrofauna de solo. Formigas foram as mais abundantes tanto no período chuvoso quanto na seca em floresta nativa em Úrsulo Galván (México) [4] e em área preservada no norte fluminense [39]. Já os cupins podem apresentar biomassa superior a 110 kg/ha [40] e são os principais engenheiros de ecossistemas do solo [37]. Os cupins inclusive mitigam os efeitos da seca em florestas tropicais, aumentando a umidade do solo, decomposição de serrapilheira, diversidade de nutrientes e sobrevivência de plântulas [41].

Mirmecofauna

Embora a mirmecofauna da REBIOTA não tenha sido identificada até espécie em sua maioria, já é possível observarmos registros importantes para a conservação da UC. Formigas de correição, como *Eciton burchellii,* são bioindicadoras de qualidade ambiental e espécies-chave em florestas [5]. Apesar da maioria dos gêneros serem predadoras generalistas, também foram encontradas especialistas, como as formigas de correição do gênero *Neivamyrmex*, que são predadoras de cupins e outras formigas. Tais encontros demonstram a diversidade de grupos funcionais de formigas existente na floresta preservada da REBIOTA.

Esse é o primeiro registro de *Nylanderia docilis* para a Amazônia, que mesmo com a grande compilação feita por Albuquerque *et al.* [42] e as atualizações na plataforma AntWiki não havia sido registrada para o Pará. As formigas dos gêneros *Tetramorium* não possuem registro de espécie nativa para toda a América do Sul, portanto a espécie encontrada é uma espécie exótica, provavelmente *T. bicarinatum,* a espécie invasora mais cosmopolita e abundante do gênero. Mais estudos e melhoria da resolução taxonômica são necessários para saber se se trata dessa espécie invasora.

Termitofauna

A REBIOTA detém uma das maiores riquezas de espécies de cupins já registrada para a Amazônia. Neste trabalho apresentamos a terceira maior riqueza local de espécies de cupins já encontrada no mundo, com 105 espécies de cupins. Deblauwe *et al.* [6] encontraram 117 espécies em 100 parcelas nos Camarões (África); Carrijo [43] encontrou 116 espécies em 120 parcelas em Porto Velho (Rondônia); Davies et al. [44] encontraram 100 espécies em 260 parcelas na Guiana Francesa. Contudo, importante considerar que como o objetivo deste estudo era maximizar as espécies encontradas, está incluída uma grande quantidade de amostras, e espécies,

oriundas de coletas qualitativas, portanto o esforço amostral não é diretamente comparável. Apesar do grande esforço amostral empregado, percebe-se pela análise da curva de acumulação que a riqueza de espécies de cupins da REBIOTA é muito superior à encontrada. Sugerimos que as pesquisas com cupins sejam continuadas, com especial atenção aos novos táxons e espécies indicadoras.

Aqui também registramos dois novos táxons, inclusive em fase de descrição por um dos autores deste estudo: uma espécie nova de *Tiunatermes* e um gênero e espécie novos de Apicotermitinae (marcados em negrito na Tabela 2). Até o momento, a espécie nova de *Tiunatermes* só foi encontrada em duas localidades, ambas UCs: a REBIOTA e o Parque Nacional da Chapada dos Veadeiros. Ambas são espécies humívoras, encontradas no solo. A predominância de espécies humívoras e xilófagas destaca a importância dos cupins na ciclagem de nutrientes e na manutenção da estrutura do solo, comprovando a função crucial desses insetos como engenheiros de ecossistemas [40].

Lepidoptera

Esses são os primeiros resultados obtidos para as borboletas frugívoras no âmbito do Programa Monitora. A elevada diversidade da tribo Satyrini registrada neste estudo está em concordância com pesquisas anteriores realizadas na Amazônia [45–48], além de corroborar com a literatura que aponta essa tribo como a mais diversa dentro da família Nymphalidae que indicam que a Amazônia pode abrigar até 100 espécies diferentes dessa tribo [49,50]. A alta abundância de borboletas do gênero *Morpho,* em particular, destaca-se como um indicativo de florestas bem conservadas ou em processo avançado de restauração [14,51]. Ademais, a tribo Morphini, à qual o gênero *Morpho* pertence, é considerada pelo Programa Monitora um importante indicador de áreas florestais preservadas. A presença expressiva dessas borboletas sugere condições ambientais favoráveis à sua sobrevivência, visto que muitas espécies do gênero são amplamente distribuídas na região Neotropical e habitam, predominantemente, os sub-bosques [32].

No entanto, foi observado um declínio na riqueza e abundância de borboletas entre as campanhas de 2023 e 2024, com uma queda expressiva na quantidade de espécies coletadas em 2024, representando uma diminuição de aproximadamente quatro vezes. Embora os dados preliminares indiquem uma redução populacional, são necessárias mais pesquisas para confirmar essa tendência e identificar as causas subjacentes. A implementação de medidas de conservação eficazes dependerá de um entendimento mais completo do problema. Este declínio significativo levanta importantes questões científicas, propondo hipóteses que demandam investigação em estudos futuros. Três explicações preliminares são sugeridas: (1) a influência das mudanças climáticas sobre a dinâmica populacional das espécies; (2) os impactos de fatores externos, como exposição a agrotóxicos ou outros agentes de origem antrópica; e (3) possíveis inconsistências metodológicas relacionadas à amostragem ou ao manejo e curadoria dos dados. Estudos direcionados para testar essas hipóteses serão essenciais para esclarecer as causas do declínio populacional e embasar ações de conservação.

Conclusão

Embora a entomofauna seja fundamental à vida como a conhecemos [15], trabalhos recentes têm enfatizado o perigo do declínio de populações de insetos na região Neotropical [18] e no Brasil [52]. Como sugerido por Duffus *et al.* [18], frente ao cenário de pobre reconhecimento de hábitats ricos em insetos a recomendação é uma avaliação adequada da entomofauna. Este estudo representa o primeiro levantamento da entomofauna da REBIOTA, uma área que, apesar de sua longa história de proteção, localização estratégica e seu caráter de área de proteção integral, possui uma entomofauna ainda virtualmente desconhecida. Aqui apresentamos os resultados de cerca de oito mil insetos distribuídos em mais de 200 táxons, com identificação de gêneros e espécies de formigas, cupins e borboletas frugívoras. A REBIOTA apresenta uma das mais altas diversidades de espécies de cupins do mundo, incluindo espécies novas; abriga formigas até então desconhecidas para a Amazônia e borboletas frugívoras que são bioindicadoras de qualidade ambiental, atestando o alto grau de conservação dessa UC.

Trazemos como sugestões para a gerência dessa UC e futuras pesquisas a investigação do declínio da população de borboletas, em especial as do gênero *Morpho,* pois pode significar impacto antrópico significativo sobre a REBIOTA. Sugerimos ainda que os cupins sejam um grupo complementar no monitoramento da diversidade do Mosaico de Carajás (da qual a REBIOTA faz parte) pelos seguintes critérios: (1) diversidade de espécies moderada; (2)

taxonomia sólida; (3) existência de grupo de pesquisa bem estabelecido na região; (4) fácil amostragem por sólido protocolo padronizado; e (5) triagem e curadoria mais rápida e simples que de muitos outros grupos de invertebrados.

Agradecimentos

Agradecemos ao Núcleo de Gestão Integrada ICMBio Carajás (NGI Carajás) pelo suporte logístico em campo, pelo apoio financeiro e pela disponibilização do banco de dados de borboletas frugívoras. Aos colegas que auxiliaram nas coletas, em especial aos ex-integrantes do Grupo de Pesquisa em Insetos Sociais Amazônicos da Unifesspa (GISA): Bruno, Marina, Matheus, Mylena, Maíra e Paulo. A Amanda Dias pelo apoio na identificação de parte das formigas. Aos monitores do Programa Monitora pelo levantamento dos dados de borboletas frugívoras. Aos três revisores que contribuíram significativamente com a qualidade do manuscrito.

Referências

1. Nichols E, Spector S, Louzada J, Larsen T, Amezquita S, Favila ME, et al. Ecological functions and ecosystem services provided by Scarabaeinae dung beetles. Biol Conserv. 2008;141(6):1461–74.

2. Fearnside PM. A floresta amazônica nas mudanças globais. Editora Inpa; 2009.

3. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade I. Monitora - Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade Subprograma Terrestre Componente Florestal: Relatório Triênio 2014-2016. 2018.

4. Murillo-Cuevas FD, Adame-García J, Cabrera-Mireles H, Fernández-Viveros JA. Fauna y microflora edáfica associada a diferentes usos de suelo. Ecosistemas y recursos agropecuarios. 2019;6(16):23–33.

5. Pérez-Espona S. *Eciton* Army Ants—Umbrella Species for Conservation in Neotropical Forests. Diversity (Basel) [Internet]. 2021 Mar 22;13(3):136. Available from: https://www.mdpi.com/1424-2818/13/3/136

6. Deblauwe I, Dibog L, Missoup AD, Dupain J, Van Elsacker L, Dekoninck W, et al. Spatial scales affecting termite diversity in tropical lowland rainforest: a case study in southeast Cameroon. Afr J Ecol. 2008;46:5–18.

7. Laurance WF, Vasconcelos HL. Ecological consequences of forest fragmentation in the Amazon. Oecologia Brasiliensis. 2009;13(3):434–51.

8. Fearnside PM. Desmatamento na Amazônia: dinâmica, impactos e controle. Acta Amazon. 2006;36:395–400.

9. Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade I. Proposta de criação do Parque nacional dos Campos Ferruginosos de Carajás [Internet]. 2017 [cited 2024 Aug 5]. Available from: https://www.gov.br/icmbio/ptbr/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidadesdebiomas/amazonia/listadeucs/parnadoscamposferruginosos

10. Ribeiro R, Siqueira-Silva DH de. First report of complete albinism in *Mazama americana* (Erxleben, 1777) in the Biological Reserve of Tapirapé, Oriental Amazon, Brazil. Acta Sci Biol Sci [Internet]. 2020 May 19;42:e46734. Available from: http://www.periodicos.uem.br/ojs/index.php/ActaSciBiolSci/article/view/46734

11. Bernardo PH, Matiazzi W, Guerra-Fuentes RA. Distribution extension and distribution map of *Chiasmocleis jimi* Caramaschi and Cruz, 2001 (Amphibia: Anura: Microhylidae) and *Proceratophrys concavitympanum* Giaretta, Bernarde and Kokubum, 2000 (Amphibia: Anura: Cycloramphidae). Check List. 2012;8(1):152–4.

12. Zuercher GL, Swarner M, Silveira L, Carrillo O. Bush dog *Speothos venaticus* (Lund, 1842). In: SilleroZubiri C, Hoffmann M, MacDonald DW, editors. Canids: foxes, wolves, jackals and dogs Status survey and conservation action plan. Cambridge/UK: IUCN/SSC Canid Specialist Group; 2004. p. 430.

13. Barbosa EP, Siewert RR, Marín MA, Machado PA, Oliveira IF, Filho JAC, et al. Description of a new genus and species of Euptychiina (Lepidoptera: Nymphalidae) from the Brazilian Amazon rainforest. Aust Entomol [Internet]. 2023 Aug 14;62(3):310–22. Available from: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/aen.12659

14. Fittkau EJ, Klinge H. On biomass and trophic structure of the central Amazonian rain forest ecosystem. Biotropica. 1973;5:2–14.

15. Eggleton P. The State of the World's Insects. Annu Rev Environ Resour [Internet]. 2020 Oct 17;45(1):61–82. Available from: https://www.annualreviews.org/doi/10.1146/annurev-environ-012420-050035

16. Tuma J, Eggleton P, Fayle TM. Ant-termite interactions: an important but under-explored ecological linkage. Biological Reviews [Internet]. 2020 Jun 25;95(3):555–72. Available from: https://onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/brv.12577

17. Hochkirch A. The insect crisis we can't ignore. Nature [Internet]. 2016 Nov 8;539(7628):141–141. Available from: https://www.nature.com/articles/539141a

18.Duffus NE, Echeverri A, Dempewolf L, Noriega JA, Furumo PR, Morimoto J. The Present and Future of Insect Biodiversity Conservation in the Neotropics: Policy Gaps and Recommendations. Neotrop Entomol [Internet]. 2023 Mar 14;52(3):407–21. Available from: https://link.springer.com/10.1007/s13744-023-01031-7

19.Brasil. Institui princípios e diretrizes para a implementação da Política Nacional da Biodiversidade. Diário Oficial da União: seção 1, 4339 Aug 22, 2002.

20.Lamas G. Checklist: Part 4A. Hesperioidea-Papilionoidea. In: Heppner JB, editor. Atlas of Neotropical Lepidoptera 5A. Gainesville: Association for Tropical Lepidoptera/Scientific Publishers; 2004. p. 1–439.

21.Instituto Chico Mendes De Conservação Da Biodiversidade I. Plano de Manejo da Reserva Biológica do Tapirapé [Internet]. 2015 [cited 2024 Sep 9]. Available from: https://www.gov.br/icmbio/ptbr/assuntos/biodiversidade/unidadedeconservacao/unidadesdebiomas/amazonia/listadeucs/rebiodotapirape/arquivos/pm_rebio_tapirape_1.pdf

22.QGIS Development Team AE, others. QGIS geographic information system. Open source geospatial foundation project. Open Source Geospatial Foundation; 2019. p. 504–7.

23.Agosti D, Alonso LE. The ALL protocol: a standard protocol for the collection of ground-dwelling ants. In: Agosti D, Majer J, Alonso L, Schultz T, editors. Ants: standard methods for measuring and monitoring biodiversity. Washington DC: Smithsonian Institution Press; 2000. p. 204–6.

24.Jones DT, Eggleton P. Sampling termite assemblages in tropical forests: testing a rapid biodiversity assessment protocol. Journal of Applied Ecology [Internet]. 2000 Feb 25;37(1):191–203. Available from: https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1046/j.1365-2664.2000.00464.x

25.Cancello EM, Silva RR, Vasconcellos A, Reis YT, Oliveira LM. Latitudinal variation in termite species richness and abundance along the Brazilian Atlantic Forest hotspot. Biotropica. 2014;46(4):441–50.

26.Dambros CS, Morais JW, Vasconcellos A, Franklin E. Defining a termite sampling protocol for ecological studies: An effective method to increase statistical power. Eur J Soil Biol. 2020;96:103–45.

27.Rafael JA, Melo GAR, Carvalho CJB de, Casari SA, Constantino R. Insetos do Brasil: Diversidade e Taxonomia. Rafael JA, Melo GAR, Carvalho CJB de, editors. Editora INPA; 2024.

28.Baccaro FB, Feitosa RM, Fernández F, Fernandes IO, Izzo TJ, Souza JLP de, et al. Guia para os gêneros de formigas do Brasil. Manaus: Editora INPA. Manaus: Editora INPA; 2015. 1–388 p.

29.Feitosa RM, Dias AM. An illustrated guide for the identification of ant subfamilies and genera in Brazil. Insect Syst Evol [Internet]. 2024 Jun 7;55(5):1–121. Available from: https://brill.com/view/journals/ise/aop/article-10.1163-1876312X-bja10062/article-10.1163-1876312X-bja10062.xml

30.Constantino R. An illustrated key to Neotropical termite genera (Insecta: Isoptera) based primarily on soldiers. Zootaxa. 2002;67:1–40.

31.Figueiredo A, Costa W, Vieira A, Dias R, Guedes R. Monitora Carajás - Estratégia de Implementação Integrada do Programa de Monitoramento da Biodiversidade nas Unidades de Conservação de Carajás. Parauapebas: FuntecDF; 2024. 1–47 p.

32.Garwood K, Lehman R, Carter W, Carter G. Butterflies of Southern Amazonia. Texas: McAllen Publishing. Search in. RiCalé Publishing; 2009. 1–373 p.

33.Santos JP, Freitas AVL, Constantino PAL, Uehara-Prado M. Guia de identificação de tribos de borboletas frugívoras. Amazônia. Monitoramento da Biodiversidade. Monitoramento de Biodiversidade. MMA/ICMBio/GIZ. Bras\'\ilia. Brazil. Brasília: MMA/ICMBio/GIZ; 2014.

34.Hadley A. CombineZP image stacking software. Release date. 2010;6(06).

35.Whitt P. Beginning photo retouching and restoration using GIMP. Apress; 2014. 1–280 p.

36.Oksanen J, Simpson GL, Blanchet FG, Kindt R, Legendre P, Minchin PR, et al. vegan: Community Ecology Package [Internet]. 2024 [cited 2024 Sep 26]. Available from: https://vegandevs.github.io/vegan/

37.Jouquet P, Dauber J, Lagerlöf J, Lavelle P, Lepage M. Soil invertebrates as ecosystem engineers: Intended and accidental effects on soil and feedback loops. Applied Soil Ecology [Internet]. 2006 Jun;32(2):153–64. Available from: https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0929139305001265

38.Baretta D, Santos JCP, Segat JC, Geremia E V, Oliveira Filho LCI de, Alves M V. Fauna edáfica e qualidade do solo. Tópicos Ci Solo. 2011;8:119–70.

39.Moço MK da S, Gama-Rodrigues EF da, Gama-Rodrigues AC da, Correia MEF. Caracterização da fauna edáfica em diferentes coberturas vegetais na região norte Fluminense. Rev Bras Cienc Solo [Internet]. 2005 Jul;29(4):555–64. Available from: http://www.scielo.br/scielo.php?script=sci_arttext&pid=S0100-06832005000400008&lng=pt&tlng=pt

40.Jouquet P, Traoré S, Choosai C, Hartmann C, Bignell D. Influence of termites on ecosystem functioning. Ecosystem services provided by termites. Eur J Soil Biol [Internet]. 2011 Jul;47(4):215–22. Available from: https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1164556311000422

41. Ashton LA, Griffiths HM, Parr CL, Evans TA, Didham RK, Hasan F, et al. Termites mitigate the effects of drought in tropical rainforest. Science (1979). 2019;363(6423):174–7.

42. Albuquerque EZ, Prado LP, Andrade-Silva J, Siqueira ELS, Sampaio KLS, Alves D, et al. Ants of the State of Pará, Brazil: a historical and comprehensive dataset of a key biodiversity hotspot in the Amazon Basin. Zootaxa [Internet]. 2021 Jul 16;5001(1):1–83. Available from: https://mapress.com/zt/article/view/zootaxa.5001.1.1

43. Carrijo TF. Estudo da termitofauna (Insecta, Isoptera) da região do alto Rio Madeira, Rondônia [thesis]. Universidade de São Paulo; 2013.

44. Davies RG, Hernández LM, Eggleton P, Didham RK, Fagan LL, Winchester NN. Environmental and spatial influences upon species composition of a termite assemblage across neotropical forest islands. J Trop Ecol. 2003;19(5):509–24.

45. DeVries P. Species diversity in vertical, horizontal, and temporal dimensions of a fruit-feeding butterfly community in an Ecuadorian rainforest. Biological Journal of the Linnean Society [Internet]. 1997 Nov;62(3):343–64. Available from: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S0024406697901553

46. DeVries P, Alexander LG, Chacon IA, Fordyce JA. Similarity and difference among rainforest fruit feeding butterfly communities in Central and South America. Journal of Animal Ecology [Internet]. 2012 Mar 9;81(2):472–82. Available from: https://besjournals.onlinelibrary.wiley.com/doi/10.1111/j.1365-2656.2011.01922.x

47. DeVries P. Species diversity in spatial and temporal dimensions of fruit-feeding butterflies from two Ecuadorian rainforests. Biological Journal of the Linnean Society [Internet]. 1999 Nov;68(3):333–53. Available from: http://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S002440669990319X

48. Graça MB, Souza JLP, Franklin E, Morais JW, Pequeno PACL. Sampling effort and common species: Optimizing surveys of understorey fruit-feeding butterflies in the Central Amazon. Ecol Indic [Internet]. 2017 Feb;73:181–8. Available from: https://linkinghub.elsevier.com/retrieve/pii/S1470160X16305714

49. Brown KS. Diversity, disturbance, and sustainable use of Neotropical forests: insects as indicators for conservation monitoring. J Insect Conserv. 1997;1:25–42.

50. Lamas G, Robbins RK, Harvey DJ. A preliminary survey of the butterfly fauna of Pakitza, Parque Nacional del Manu, Peru, with an estimate of its species richness. Publicaciones del Museo de Historia Natural Universidad Nacional Mayor de San Marcos. 1991;40:1–19.

51. Gareca Y, Blandin P. *Morpho (Morpho) helenor* (Cramer) (Lepidoptera, Nymphalidae, Morphinae) in Bolivia: Geographical distribution and ecological plasticity, with a description of a new subspecies. Zootaxa [Internet]. 2011 Dec 14;3130(1):30–56. Available from: https://mapress.com/zt/article/view/zootaxa.3130.1.2

52. Lewinsohn TM, Agostini K, Lucci Freitas AV, Melo AS. Insect decline in Brazil: an appraisal of current evidence. Biol Lett [Internet]. 2022 Aug 24;18(8):20220219. Available from: https://royalsocietypublishing.org/doi/10.1098/rsbl.2022.0219

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Fatores históricos associados à conversão florestal na região de Carajás

André Luís Macedo Vieira[1]
https://orcid.org/0000-0001-6317-8058
*contato principal
Raimundo Façanha Guedes[1]
https://orcid.org/0009-0004-8040-0641
Fábio Rúbio Scarano[2]
https://orcid.org/0000-0003-3355-9882

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação de Carajás/ICMBio, Núcleo de Gestão Integrada ICMBio Carajás, Parauapebas/PA, Brasil. <andre.macedo@icmbio.gov.br, raimundo.guedes@icmbio.gov.br>.

[2] Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. Museu do Amanhã, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <fscarano@gmail.com>

Recebido em 15/09/2024 - Aceito em 16/12/2024

Como citar:

Vieira ALM, Guedes RF, Scarano FR. Fatores históricos associados à conversão florestal na região de Carajás. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 195-208. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2698

Palavras-chave: Socioambiental; política; território; comunidades.

RESUMO – O histórico de desmatamento na região sudeste do estado do Pará resultou no isolamento geográfico das áreas protegidas de Carajás. Entender os vetores associadas a esse processo é fundamental para o planejamento de estratégias para mitigar os impactos e promover uma transição para a sustentabilidade. Diante desse quadro, este artigo tem por objetivo avaliar fatores históricos, socioeconômicos, políticos e ambientais associados à conversão florestal na referida região. Para tanto, a metodologia foi dividida em três etapas: (1) revisão bibliográfica; (2) pesquisa documental; e (3) entrevistas semiestruturadas. Dessa forma, foi realizada ampla pesquisa na literatura técnico-científica, relatórios técnicos, dados governamentais, processos de licenciamento ambiental de empreendimentos minerais situados no interior das unidades de conservação de Carajás, estudos de impactos ambientais, plano de recuperação de áreas degradadas, atas de reuniões dos conselhos consultivos. Identificou-se como vetores diretos do processo de desmatamento: (1) mineração; (2) expansão da agropecuária; (3) construção de estradas e infraestrutura; (4) guseiras. Como vetores indiretos, foram identificados: (1) crescimento demográfico; (2) incentivos fiscais; (3) conflitos fundiários; (4) extração ilegal de madeira, 5) falta de políticas públicas; e (6) especulação fundiária. Quanto a esses aspectos, pode-se destacar a dependência da economia local em relação a fatores exógenos associados ao comércio de *commodities* globais e os fluxos demográficos associados a esse processo. Outro elemento importante foi o acentuado histórico de conflitos por acesso aos recursos naturais. Dessa forma, pode-se concluir que os fatores subjacentes da perda da floresta no entorno das áreas protegidas de Carajás estão associados a uma agenda histórica de desenvolvimento que deu origem a poderosas estruturas físicas, institucionais, culturais e políticas que impulsionaram a mineração, a agropecuária e a extração ilegal de madeira.

CC BY NC ND

Historical factors associated with forest conversion in the Carajás region

Keywords: Socio-environmental; policy; territory; communities.

ABSTRACT – The history of deforestation in the Carajás region has led to the geographic isolation of protected areas. Understanding the drivers associated with this process is crucial for planning strategies to mitigate impacts and promote a transition toward sustainability. In light of this, the aim of this article is to evaluate the historical, socioeconomic, political, and environmental factors associated with forest conversion around the conservation units of Carajás. To this end, the methodology was divided into three stages: (1) literature review, (2) document analysis, and (3) semi-structured interviews. In this way, historical data were compiled on deforestation, land management, land tenure, economy, demography, and environmental regulation. Direct drivers of the deforestation process were identified as: (1) mining; (2) agricultural expansion; (3) road and infrastructure construction; (4) pig iron production. Indirect drivers included: (1) population growth; (2) tax incentives; (3) land conflicts; (4) illegal logging; (5) lack of public policies; and (6) land speculation. Regarding these aspects, it is worth highlighting the dependence of the local economy on exogenous factors related to global commodity trade and the demographic flows associated with this process. Another significant element was the pronounced history of unequal conflicts over access to natural resources. Thus, it can be concluded that the underlying factors of forest loss around the protected areas of Carajás are linked to a historical development agenda that gave rise to powerful physical, institutional, cultural, and political structures, which have driven mining, agriculture, and illegal logging.

Factores históricos asociados a la conversión forestal en la región de Carajás

Palabras clave: Socioambiental; política; territorio; comunidades.

RESUMEN – La historia de la deforestación en la región de Carajás ha llevado al aislamiento geográfico de las áreas protegidas. Comprender los impulsores asociados con este proceso es crucial para planificar estrategias que mitiguen los impactos y promuevan una transición hacia la sostenibilidad. En este contexto, el objetivo de este artículo es evaluar los factores históricos, socioeconómicos, políticos y ambientales asociados con la conversión forestal en el entorno de las unidades de conservación de Carajás. Para ello, la metodología se dividió en tres etapas: (1) revisión bibliográfica, (2) análisis documental y (3) entrevistas semiestructuradas. De esta manera, se recopilaron datos históricos sobre la deforestación, la gestión territorial, la tenencia de la tierra, la economía, la demografía y la regulación ambiental. Se identificaron como impulsores directos del proceso de deforestación: (1) la minería; (2) la expansión agrícola; (3) la construcción de carreteras e infraestructura; (4) la producción de arrabio. Los impulsores indirectos incluyeron: (1) el crecimiento demográfico; (2) incentivos fiscales; (3) conflictos de tierras; (4) tala ilegal; (5) falta de políticas públicas; y (6) especulación de tierras. En relación con estos aspectos, cabe destacar la dependencia de la economía local de factores exógenos relacionados con el comercio global de materias primas y los flujos demográficos asociados a este proceso. Otro elemento significativo fue la pronunciada historia de conflictos desiguales por el acceso a los recursos naturales. Así, se puede concluir que los factores subyacentes de la pérdida de bosques en torno a las áreas protegidas de Carajás están vinculados a una agenda histórica de desarrollo que dio origen a poderosas estructuras físicas, institucionales, culturales y políticas que han impulsado la minería, la agricultura y la tala ilegal.

Introdução

A relação histórica entre concentração de terras, conflitos agrários, incentivos fiscais, demografia, infraestrutura e política pública, que impulsionam o desmatamento na Amazônia, tem sido abordada em estudos de ecologia política [1][2]. Esse referencial teórico metodológico, busca explicar a realidade socioambiental por meio dos conflitos que surgem a partir da disputa pelo acesso aos bens e serviços ambientais. Nesse sentido, utilizou-se a estrutura conceitual da ecologia política para explicar a relação entre os conflitos travados em torno do uso e da apropriação dos recursos naturais em Carajás e o desmatamento.

Historicamente, a região amazônica tem sido palco de grandes transformações de florestas tropicais em terras agrícolas, pastagens e locais de mineração. A literatura científica tem abordado os impactos ambientais dessa transformação, bem como os condutores subjacentes ao processo, por exemplo: abertura de estradas [3]; crescimento populacional [4]; pecuária [5]; exploração ilegal de madeira [6]; concessão de crédito rural [7]; direitos de propriedade mal definidos [8]; apropriação indevida de terras públicas (grilagem) [9]; conflitos fundiários [1]; concentração de terras [10]. Em contrapartida, existem as áreas inibidoras do desmatamento, como terras indígenas [11] e unidades de conservação [12].

Diante desse quadro, destaca-se o caso da região sudeste do estado do Pará, onde estão situadas as seis unidades de conservação (UCs) de Carajás e a Terra Indígena Xikrin do Cateté, formando uma área de aproximadamente 1,2 milhões de hectares. Excetuando-se as áreas protegidas e alguns fragmentos de porte pequeno ou médio, praticamente todas as áreas de florestas foram convertidas em pastagens, em um intervalo de aproximadamente 40 anos, em um contexto de intensos conflitos fundiários e socioambientais [13]. O território de Carajás está compreendido na área comumente chamada de arco do desmatamento (faixa em forma de meia-lua ao longo das bordas orientais da floresta amazônica), onde ocorreu aproximadamente 80% de toda a perda de floresta na Amazônia brasileira [14]. Diante desse cenário, a região se tornou conhecida por dois problemas principais que ilustram bem o modelo de desenvolvimento histórico local: a violenta disputa pela terra e acesso aos recursos naturais e o desmatamento para dar lugar a agropecuária.

Dessa forma, o histórico de desmatamento resultou no isolamento geográfico das áreas protegidas de Carajás. Entender os vetores associados a esse processo é fundamental para o planejamento de estratégias de longo prazo para mitigar os impactos e promover uma transição para a sustentabilidade. Diante desse quadro, esse artigo tem por objetivo avaliar fatores históricos, socioeconômicos, políticos e ambientais associados à conversão florestal no entorno das áreas protegidas de Carajás.

Material e Métodos

Para os fins desse artigo, considerou-se como região de Carajás, os cinco municípios que são, pelo menos em parte dos seus polígonos, sobrepostos às áreas protegidas de Carajás (Tabela 1). As cinco cidades situam-se na região sudeste do Pará, composta por outras 39 unidades municipais distribuídas em uma extensão de 297.280,40 km^2, que representam 3,5% da área total do país e 23,8% da área do estado. Para esse território, foram compilados dados históricos publicamente acessíveis sobre desmatamento, gestão territorial, organização fundiária, economia, demografia, regularização ambiental. Dessa forma, a construção do histórico e avaliação dos vetores de desmatamento foi desenvolvido em duas etapas: (1) revisão bibliográfica e documental e (2) entrevistas semiestruturadas.

Tabela 1 – Municípios que possuem parte de seus territórios sobrepostos às protegidas de Carajás.

Área protegida	Categoria	Data de criação	Munícipio de abrangência
FLONA Carajás	Uso Sustentável	1998	Parauapebas, Canaã dos Carajás, Água Azul do Norte
FLONA do Itacaiunas	Uso Sustentável	1998	Marabá
FLONA Tapirapé Aquiri	Uso Sustentável	1989	Marabá, São Félix do Xingu
APA do Igarapé Gelado	Uso Sustentável	1989	Parauapebas
REBIO Tapirapé	Proteção Integral	1989	Marabá
PARNA dos Campos Ferruginosos	Proteção Integral	2017	Parauapebas, Marabá
Terra Indígena Xicrim do Catete	Terra Indígena	1991*	Água Azul do Norte, Parauapebas e Marabá

* Homologação

Fatores históricos, socioeconômicos, políticos e ambientais associados à conversão florestal no entorno das áreas protegidas de Carajás

A revisão bibliográfica se concentrou nos seguintes documentos (o número de itens analisados estão destacados entre parênteses): literatura técnico-científica (n = 102), relatórios técnicos (n = 23), dados governamentais, processos de licenciamento ambiental de empreendimentos minerais situados no interior das UCs de Carajás (N = 5), estudos de impactos ambientais (EIAs) (N = 5), plano de recuperação de áreas degradadas (PRADs) (n = 5), atas de reuniões dos conselhos consultivos das áreas protegidas (período de 2018 a 2023, n = 15).

Percepção dos atores do território de Carajás sobre os vetores de desmatamento na região

Para complementar os dados obtidos na revisão bibliográfica, realizaram-se entrevistas semiestruturadas com atores locais. Para tanto, foi utilizada uma abordagem qualitativa, com roteiro flexível, de modo a privilegiar as falas dos interlocutores, deixando-os mais livres para construir seu discurso, e, assim, melhor expressar suas percepções sobre a temática em questão. Para as análises foi realizada a codificação indutiva, agrupamento das respostas por similaridade. Esse tipo de abordagem, ao mesmo tempo em que valoriza a presença do investigador, oferece as perspectivas possíveis para que o entrevistado alcance a liberdade e a espontaneidade necessárias, enriquecendo a investigação [15].

Considerando os objetivos da pesquisa (relacionados a aspectos históricos), optou-se pela seleção de agentes com pelo menos 20 anos de experiência na região de Carajás, incluindo servidores do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio), funcionários da empresa mineradora que atuam no interior das áreas protegidas, professores da zona rural de Marabá, extrativistas que coletam jaborandi no interior da Floresta Nacional Carajás (FLONA Carajás) e agricultores do entorno das unidades de conservação. Essas cinco categorias ocupacionais foram selecionadas por representar atores com histórias distintas e diferentes perspectivas sobre o modelo de desenvolvimento da região. Considerando esses critérios, realizaram-se ao todo 11 entrevistas, conforme Tabela 2.

Tabela 2 – Perfil, quantitativo de entrevistados e roteiros semiestruturados utilizados para a coleta dos dados utilizados nesta pesquisa.

Entrevistados	N	Tópicos-guia
Servidores ICMBio	3	1) Há quanto tempo atua na região de Carajás, em qual função (mudanças ambientais desde a chegada na região). 2) Transformações ambientais no território (histórico, desmatamento, recursos hídricos, destruição dos castanhais). 3) Vetores de desmatamento. 4) Assentamentos rurais. 5) Criação e consolidação das áreas protegidas de Carajás. 6) Atividades minerais na região.
Agricultores	2	
Funcionários mineração	2	
Professores da zona rural	2	
Extrativistas	2	

Antes de iniciar cada entrevista, o objetivo da pesquisa foi explicado e foi obtido de cada participante o consentimento para participar do referido estudo (termo de consentimento livre e esclarecido). Em geral, cada entrevista durou entre 60 a 90 minutos. A análise consistiu na transcrição, leitura, codificação e organização das respostas em temas emergentes [16].

Resultados

Fatores históricos, socioeconômicos, políticos e ambientais associados à conversão florestal no entorno das áreas protegidas de Carajás

Da borracha à castanha: As bases dos conflitos fundiários na região de Carajás

Até meados do século XIX, o povoamento na região sudeste do estado do Pará era limitado a algumas comunidades localizadas ao longo dos rios Tocantins, Araguaia e Xingu e exploradores coloniais em busca de ouro. No final do século XIX, a expansão pastoril oriunda dos estados de Goiás e Maranhão começou a chegar lentamente ao Pará, em busca de campos naturais, dando origem ao município de Conceição do Araguaia, em 1887, uma das primeiras vilas da região, elevada à condição de cidade em 1935. Seguindo ao norte, uma parte desse contingente se estabeleceu a 8 km da foz do rio Itacaiúnas com o Tocantins, onde fundaram o Burgo Agrícola do Itacaiúnas. Posteriormente, com

a exploração do caucho (*Castilloa ulei*), a localização estratégica da foz do Itacaiúnas levou comerciantes recém-chegados a estabelecerem um barracão de comércio neste local. O povoamento deu origem ao município de Marabá, principal centro econômico da região [17].

Os objetivos agropecuários que motivaram os primeiros colonizadores foram suplantados pela economia da borracha, então no auge na Amazônia. A exploração da borracha na região inicia-se a partir de 1897 com duas espécies, a seringueira (*Hevea brasiliensis*) em menor quantidade, pois ocorria em menor densidade, e o caucho (*Castilloa ulei*), mais abundante na região. A economia do caucho atraiu milhares de trabalhadores, especialmente da região nordeste, fornecendo força de trabalho para atender a demanda capitalista global por aço e borracha [18].

Na área do rio Itacaiúnas, a exploração da borracha foi livre. No entanto, o controle do capital e dos meios de comercialização para atender o mercado global eram monopólios de uma pequena quantidade de comerciantes, nacionais ou de origem sírio-libanesa [17]. Tais comerciantes se consolidaram como uma elite regional e influenciaram de forma decisiva a emancipação do município de Marabá em 1913, o que reforçou ainda mais seus poderes políticos. No entanto, justamente nesse período, se iniciou a queda do preço da borracha e deu-se início a uma crise econômica que se arrastou até meados da década de 1920 e só foi superada pelo ciclo econômico dos castanhais [19].

Até os primeiros anos do século XX, a castanha-do-pará foi um bem de uso comum, podendo ser coletada e transportada por qualquer extrativista, sendo explorada de forma concomitante com o caucho, mas com menos relevância econômica [17]. Após o colapso da economia da borracha, a coleta da amêndoa da espécie havia se tornado o principal motor da economia regional e o produto de exportação mais importante do estado [20]. Toda a infraestrutura que havia sido montada na época da borracha foi transferida para a exploração da castanha, mantendo-se as relações de trabalho baseadas na exploração da força de trabalho dos extrativistas [17].

A emergente oligarquia castanheira, formada por elites locais (em grande parte oriundas do comércio da borracha) assumiram o controle da política local e dos castanhais, passaram a exercer o domínio sobre toda a cadeia produtiva, desde a extração, transporte, comercialização, até a exportação. A isso, se acrescentava o controle dos próprios castanheiros, pelo sistema de aviamento e pela força organizada de jagunços e pistoleiros [21] [22]. O sistema de aviamento pode ser definido como o mecanismo pelo qual os donos dos castanhais concediam um adiantamento de mercadorias a crédito para os coletores de castanha. Após a coleta, raramente o produto do trabalho dos extrativistas era avaliado de maneira que fosse suficiente para cobrir o valor do aviamento (adiantamento), ficando este preso por dívidas, devendo saldar seus compromissos na próxima safra [23].

Para legitimar a privatização dos castanhais, o estado forneceu arrendamentos de longo prazo às elites políticas locais, denominados aforamentos perpétuos. Assim, enormes extensões de terra públicas foram alocadas para um pequeno grupo de comerciantes, estabelecendo o padrão de desigualdade e de conflitos fundiários que persistem na região até os dias de hoje [20]. Nesse período, surgiu o coronelismo na região, que se constituiu em uma elite de oligarquias latifundiárias, que detinham poder econômico e político e desfrutavam da proteção do estado. A violência persistiu ao longo do século XX e durante o século XXI como forma de controle dos trabalhadores, extrativistas e camponeses no sudeste do Pará [24].

O domínio da oligarquia da castanha-do-pará se manteve até meados da década de 1960, quando a região serviu de portal para a "abertura" da Amazônia, por meio do investimento em infraestrutura em grande escala. Até então, o acesso ao sudeste do Pará era limitado às áreas ao longo de seus numerosos rios e seus afluentes. A construção da Rodovia Belém-Brasília em 1956 e da Estrada Estadual PA-150 na década de 1970 pavimentou o caminho para um dramático crescimento populacional e intensificação da extração de recursos naturais. A economia deixou de ser baseada apenas no extrativismo vegetal e incorporou novas formas de produção e exploração dos recursos naturais e da força de trabalho [25] [21].

Da castanha ao pasto: A abertura da fronteira amazônica.

Entre as décadas de 1960 e 1990, a região passou pelas maiores intervenções humanas desde o início da ocupação da Amazônia. O número de munícipios passou de 4 para 39, entre 1960 e 2010 [26]. A população quase triplicou entre 1960 e 1970, e novamente entre 1970 e 1980. Na década de 1980, as descobertas de riquezas minerais na Serra de Carajás e ouro na Serra Pelada geraram uma onda migratória nunca vista na Amazônia. Em 1983, o ano de pico de produção nas minas de ouro, 80.000 a 100.000 garimpeiros se deslocaram para a região, com a população dobrando novamente entre 1980 e 1990 (Figura 1).

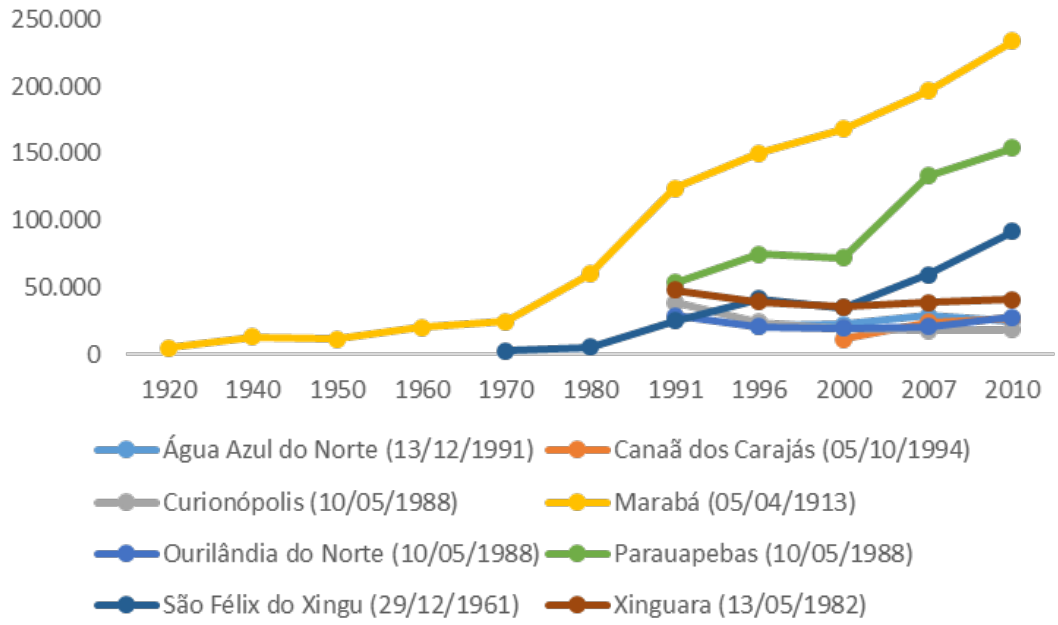


Figura 1 – População total residente nos municípios da região de Carajás para o período de 1920 a 2010. Nas legendas estão citadas entre parênteses as datas de criação de cada município, cujos territórios se sobrepõem com as áreas protegidas de Carajás ou suas zonas de entorno [26].

Entre os marcos desse período, pode-se destacar a inauguração da rodovia Belém-Brasília (BR-010) em 1960, golpe militar em 1964, a criação da SUDAM em 1966, a descoberta da província mineral de Carajás em 1967, guerrilha do Araguaia de 1972 a 1974, a rodovia estadual PA-150, em 1969, a inauguração da Transamazônica (BR-230) em 1972, a criação do Programa Grande Carajás em 1980, o auge de Serra Pelada em 1983, a inauguração da hidrelétrica de Tucuruí em 1984, a estrada de ferro Carajás em 1985.

A partir do golpe militar de 1964, a ditadura estabeleceu uma agenda de desenvolvimento para a região baseada na exploração dos recursos do solo e do subsolo e na ocupação da Amazônia. Parte dessa estratégia consistiu na concessão de isenções fiscais e créditos para a implantação de megaempreendimentos. Isso resultou na intensificação do processo de ocupação, destacando-se a implantação de grandes projetos agropecuários, com incentivos da SUDAM [25].

Um dos exemplos mais emblemáticos desse processo foi a implantação da Companhia Vale do Cristalino, uma fazenda de criação de gado com área de 140 mil ha, estabelecida em 1973 na região sudeste do Pará, e pertencente à empresa multinacional Volkswagen (VW). O projeto foi apresentado para a sociedade nacional e internacional como a implementação de uma fazenda modelo que ajudaria na modernização da Amazônia e no combate à fome no Brasil e no mundo. No entanto, logo começaram a aparecer denúncias de trabalho escravo e assassinato de trabalhadores [27]. O empreendimento ficou reconhecido por ter promovido os maiores incêndios e desmatamentos realizados por uma empresa privada no mundo, fatos divulgados na época como um sinal de progresso e desenvolvimento [28] [29].

Outro fator geopolítico que pode ter acelerado a estratégia do governo militar de garantir a ocupação da região foi a guerrilha do Araguaia, insurgência rural de militantes do Partido Comunista do Brasil (PC do B) ocorrida do período de 1972 a 1974 [30] [19]. Os guerrilheiros possivelmente escolheram o Sul do Pará por causa de sua cobertura florestal, recursos de subsistência, e isolamento [30]. Para viabilizar o deslocamento das tropas, o exército construiu diversas estradas, algumas das quais se transformaram em importantes rodovias regionais, dando origem ao surgimento de vilas que depois viraram cidades [31] [24]. Essas estradas foram as precursoras do padrão de desmatamento denominado espinha de peixe, onde são formadas linhas transversais às rodovias principais, seguindo o traçado de ramais secundários.

Outro importante marco desse período foi a "descoberta" da província mineral de Carajás em 1967. Em 1980, o governo brasileiro criou o Projeto

Grande Carajás (PGC), implantando a mineração, a hidrelétrica de Tucuruí e a estrada de ferro Carajás-São Luís. Foi o maior projeto de desenvolvimento até então empreendido em uma área de floresta tropical úmida em qualquer parte do mundo [32]. Para viabilizar o grande potencial de produção mineral, tornou-se necessária a implantação de uma complexa rede de infraestrutura, incluindo barragens, cavas, pilhas de estéril, usinas de beneficiamento, ferrovias, instalações portuárias, energia, infraestrutura urbana, etc. Esse investimento mudou profundamente a região em termos sociais, econômicos, culturais, políticos e ambientais. A nova economia com base na atividade minerária, induziu intensos fluxos migratórios, mas não alterou significativamente a estrutura social, pois persistiram os conflitos históricos, associados a distribuição desigual de terras [33].

Para atender à necessidade de força de trabalho, a ditatura militar promoveu intensa mobilização de mão-de-obra advinda de outras partes do Brasil [2]. Acrescentem-se a esses processos, os estímulos oferecidos pelo estado, mediante projetos de colonização, com promessas terras para as famílias sem-terra. Na prática, grande parte da população imigrante acabou não se inserindo no mercado de trabalho dos projetos agropecuários, minerais ou beneficiada com a terra prometida. Ao contrário, encontrou poucas oportunidades de trabalho e forte barreira de acesso à terra [1].

Diante desse quadro, se constituiu duas categorias de produtores rurais: (1) o grande produtor patronal, que atua segundo critérios capitalistas, representado por latifundiários remanescentes da oligarquia dos castanhais e grupos empresariais (VW do Brasil S/A, Bradesco S/A e a construtora Mendes Júnior, por exemplo); e (2) o camponês, que pode ser subdividido em duas categorias, os que foram agraciados com pequenas propriedades rurais nos projetos de colonização e o contingente de trabalhadores rurais sem-terra.

A Tabela 3 apresenta a relação percentual da área ocupada pelos estabelecimentos agropecuários por tamanho da propriedade até o censo de 2006. Tal relação permite ter uma noção de concentração fundiária. Nesse sentido visualiza-se que, na região, a proporção de área ocupada por propriedades com tamanho superior a 500 ha é bastante superior a observada para o estado do Pará e para o Brasil.

Tabela 3 – Percentual de área ocupada dos estabelecimentos agropecuários por estrato de área.

Espaços selecionados	Até 50 ha	De 50 a 100 há	100 a 500 ha	Mais de 500 ha	Total
Água Azul do Norte/ PA	8,47	6,94	20,71	63,88	100
Canaã dos Carajás/PA	9,75	8,58	21,18	60,49	100
Curionópolis/ PA	2,73	1,97	9,57	85,73	100
Marabá/PA	10,72	4,99	11,82	72,47	100
Ourilândia do Norte/PA	2,75	2,83	6,08	88,34	100
Parauapebas/PA	24,86	11,4	35,54	28,2	100
São Félix do Xingu/ PA	5,38	3,69	13,08	77,85	100
Xinguara /PA	5,4	5,06	8,93	80,61	100
Pará	9,05	8,95	23,51	58,49	100
Brasil	13,24	7,94	22,66	56,16	100

A expansão dessas duas frentes – latifúndios, de um lado, e camponeses, de outro – acabou projetando uma arena de disputa violenta pelo acesso à terra. Numa tentativa de reduzir as tensões sociais na região, o governo militar criou o Grupo Executivo de Trabalho do Araguaia-Tocantins (GETAT), encarregado de distribuir terras. A iniciativa, taxada de populismo militar por alguns estudiosos [34], não foi capaz de reduzir a concentração de terras. A luta pela terra se fortaleceu durante os últimos anos do regime militar e com a transição para a democracia. Nas décadas de 1990 e 2000 houve avanços na reforma agrária na região. Até 2002, haviam sido criados 247 assentamentos, no sudeste do Pará, assentando 32.295 famílias [35]. Esse avanço não foi pacífico: entre 1985 e 2017, houve 45 massacres no campo e mais de 200 mortes em todo o Brasil. Nesse período, só o Pará registra 26 massacres com 125 trabalhadores assassinados [36]. O exemplo mais chocante desse conflito foi o massacre de Eldorado dos Carajás, ocorrido no dia 17 de abril de 1996, na margem da PA-150, onde 19 trabalhadores rurais sem-terra foram mortos pela Polícia Militar [24]. Para fins de comparação, a Comissão Nacional da Verdade, criada para apurar violações contra os direitos humanos durante a ditadura militar brasileira (1964 a 1985), reconheceu 434 mortes e desaparecimentos de vítimas da ditadura militar no país [37].

Percepção dos atores do território de Carajás sobre os vetores de desmatamento na região

A partir da percepção dos agentes com larga experiência na região, foram destacadas importantes forças motrizes que podem explicar o processo histórico de conversão de florestas em pastagem na região de Carajás. Nesse sentido, a agropecuária foi apontada como vetor de desmatamento por todos os entrevistados, sendo citada a importância dos incentivos fiscais para essa finalidade: *"a prioridade, a maior parte dos projetos, era para gado, então o foco era o gado, senão o banco não financiava"* (Ozielina, agricultora). Nessa mesma linha, Manoel Delvo, servidor do ICMBio, nascido na região, destacou:

> *"Na minha monografia de conclusão de graduação, eu verifiquei como era o acesso de financiamento para a fruticultura no assentamento São Francisco, que fica entre Marabá e Eldorado dos Carajás. O resultado que obtive foi que a política de financiamento claramente privilegiava a agropecuária. Todos os pedidos para pecuária eram liberados, porém, os financiamentos para fruticultura, no período que eu analisei, nenhum foi aprovado."*

Outros participantes chamaram atenção para a fragilidade dessa estratégia, devido à inviabilidade econômica da pecuária extensiva em pequenas propriedades: *"Depois que converte a mata em roça e transforma a roça em pasto, o boi não viabiliza a vida daquelas pessoas, porque são áreas muito pequenas para criar gado, então aquelas pessoas acabam saindo, e sendo reestabelecidas áreas maiores"* (Frederico Drummond, servidor do ICMBio). A concentração de terras, foi temática recorrente, entre os entrevistados: *"Há uma grande concentração de lotes nesses assentamentos, no cupu e bandeirantes a gente já vê uma grande concentração de lotes. As pessoas compram um lote, dois lotes, vão formando fazendas e os moradores vão indo embora"* (Ozielina).

De acordo com os relatos, a tensão agrária na região também foi um fator que contribuiu para o avanço do desmatamento. Um dos argumentos utilizados pelos movimentos sociais para ocupação de fazendas improdutivas na região é a exigência legal de que as mesmas deviam cumprir sua função social. Para o Instituto Nacional de Colonização e Reforma Agrária (INCRA), a função social estava relacionada com o caráter produtivo, que por sua vez era medido pela quantidade de pastagens ou área desmatada. Dessa forma, grandes proprietários, desmatavam preventivamente para assegurar a suposta função social da propriedade, o caráter produtivo, assegurar a posse e ainda reduzir o risco de ocupação pelos movimentos sociais: *"Muitos fazendeiros desmatavam só para tentar provar que as terras eram produtivas. Na época tinha muita pressão do MST e da FETAGRI. Para reduzir um pouco a tensão, o INCRA trouxe lideranças para as áreas de florestas, mas eram muito distantes e não tinham nenhuma infraestrutura"* (Helenilza). Os camponeses recém assentados, eram estimulados a desmatar para assegurar a posse das terras concedidas e garantir acesso a financiamentos para a pecuária, conforme relato de Raimundo Façanha Guedes, servidor do ICMBio com 30 anos de atuação na região:

> *"No início da implantação dos Projetos de Assentamentos Rurais na região da REBIO Tapirapé, o foco dos assentados era desmatar. Os agricultores eram estimulados a desmatar por uma política equivocada conduzida pelo INCRA, que mesmo em áreas muito pequenas, priorizava a atividade da pecuária. Os recém assentados substituíam, pouco a pouco, a sua área de mata nativa por pasto de baixa qualidade, adquirindo com recursos do INCRA o gado de refugo das fazendas da região. Entre a derrubada e a pastagem, faziam roças de subsistência sem nenhuma estratégia de escoamento da produção."*

O avanço quantitativo na distribuição de terras não foi acompanhado de avanços em termos qualitativos, uma vez que persistiam problemas de infraestrutura, falta de assistência técnica, falta de estradas para o escoamento e estímulos à agropecuária extensiva. Dessa forma, a falta de presença de estado e de políticas públicas pode ter ocasionado distorções no processo de ocupação do território, tais como a associação entre a atividade madeireira, o avanço da agricultura e a venda (rotatividade) de lotes da reforma agrária:

> *"Quando a gente chegou aqui (entorno da REBIO Tapirapé Aquiri), aqui era uma região de matas, de castanhais. As primeiras pessoas que receberam parcelas de lote eram pequenos agricultores. Acontece que devido à falta de apoio para infraestrutura e produção, muita gente foi repassando suas parcelas, o que foi mudando o perfil, porque essas novas pessoas que iam comprando eram pecuaristas. Devido à falta de estradas, se levava 4 dias para chegar de Parauapebas até aqui, um percurso de 150 km)" (Ozielina).*

De acordo com as informações obtidas nas entrevistas, muitas famílias que receberam lotes de reforma agrária no entorno das UCs, ficaram isoladas, só passando a ter acesso para o escoamento da produção por meio de ramais construídos por exploradores ilegais de madeira:

> *"Eu cheguei na vila Capistrano de Abreu em 1988. Era uma região de muita mata, já tinha os madeireiros na época, tinha três serrarias que funcionavam dia e noite e tinham muitos trabalhadores. A estrada que nós tínhamos era toda feita pelos madeireiros, era tanto que até hoje, nós ouvimos de muitos comunitários a defesa dos madeireiros... As pessoas trabalhavam em forma de mutirão, um apoiando o outro para a produção da roça, mas houve muita perda de produção porque não tinha estrada. Eram muitos dias para chegar a Marabá, em função disso veio a questão do gado" (Ozielina Leite).*

Corroborando o relato acima, Raimundo Façanha Guedes, afirmou que:

> *"Os madeireiros entraram praticamente junto com os assentados, abrindo ramais para a retirada de madeira. Esses ramais passavam a ser usados pelos agricultores, pois não havia estradas, houve muita retirada de madeira nesse período. O primeiro foco deles era ganhar dinheiro rapidamente."*

Diante do quadro histórico de conversão de florestas em pastagens, a Castanha-do-Pará foi a espécie mais citada pelos entrevistados como exemplo das transformações ambientais no território. Segundo os relatos, enquanto ocorria a expansão da pecuária (Figura 2), durante as décadas de 1970, 1980 e 1990, parte das castanheiras eram poupadas, mas não resistiam muito tempo e logo sucumbiam pelo contínuo uso do fogo para a limpeza das pastagens e incêndios florestais. O resultado foi um cenário desolador, que podia ser observado nas margens das estradas que ligavam os municípios da região, caracterizado pela alta densidade de esqueletos de castanheiras "mortas em pé". Esse quadro foi definido como "cemitérios de castanheiras" [21].

> *"Quando eu vim a primeira vez por terra de Belém para Carajás, chegando na região de Marabá era tudo floresta com predominância de Castanha. Com o tempo, no entanto, o cenário foi mudando rápido. O pasto foi avançando, avançando. Deixaram algumas castanheiras vivas no meio dos pastos, mais devido as queimadas, essas não resistiam e ficavam mortas em pé; muito triste e muito feio. Hoje praticamente o que sobrou de grandes castanhais estão dentro das unidades de conservação de Carajás" (Raimundo Façanha Guedes).*

Em consequência do processo de conversão florestal, até 1997, cerca de 70% das áreas de castanhais já haviam sido desmatadas no sudeste Paraense [38]. Tamanha destruição se refletiu na queda de 94% na produção da Castanha-do-pará na região, entre os anos de 1973 e 1997 de acordo com dados do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística (IBGE) analisados por Homma [38].

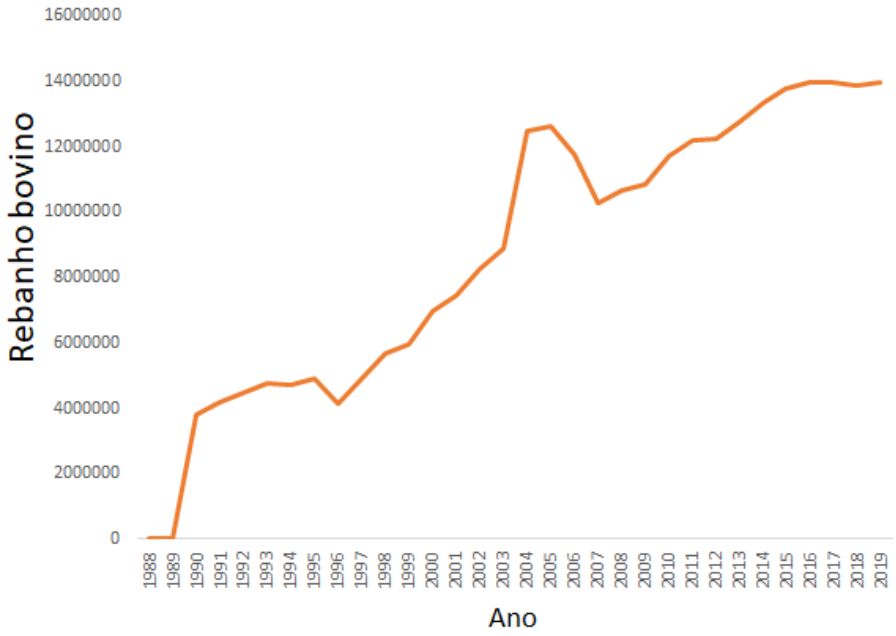


Figura 2 – Efetivo de rebanho bovino 1990-2019 na região sudeste do Pará.
Fonte: IBGE.

Outro importante vetor de desmatamento apontado pelos entrevistados foi a atuação das guseiras (empresas que transformam o minério em ferro-gusa, matéria-prima para a produção de aço). Considerando que a produção de cada tonelada de ferro-gusa exige 875 kg (3,5 m^3) de carvão vegetal, estima-se que a exportação acumulada deste mineral até 2005 tenha provocado um desmatamento ilegal superior a 800 mil hectares de floresta densa [39], área equivalente ao somatório do território de todas as seis unidades de *conservação federal de Carajás (840.000 ha):*

> *"O carvoeiro consegue ser mais danoso que a pecuária, ele consegue ser mais danoso que o madeireiro, porque ele não escolhe espécie, tudo que é madeira serve para ele poder fazer carvão. Teve uma época que isso era uma febre, no assentamento que trabalhei o pessoal ia lá e comprava uma área e não sobrava nada, eles derrubavam tudo que tinha" (Manoel Delvo).*

> *"O vetor mais impressionante de todos que eu vi relacionadas a perda de florestas, foram as guseiras de Marabá na busca pelo carvão vegetal" (Frederico Drummond).*

Vetores do desmatamento em larga escala na região de Carajás

A partir da análise histórica, entrevistas com os atores locais e revisão de literatura, identificou-se como vetores diretos do processo de desmatamento na região de Carajás (Figura 3): (1) mineração; (2) expansão da agropecuária; (3) construção de estradas e infraestrutura; (4) guseiras. Como vetores indiretos, foram identificados: (1) crescimento demográfico; (2) incentivos fiscais; (3) conflitos fundiários; (4) extração ilegal de madeira, (5) falta de políticas públicas; e (6) especulação fundiária.

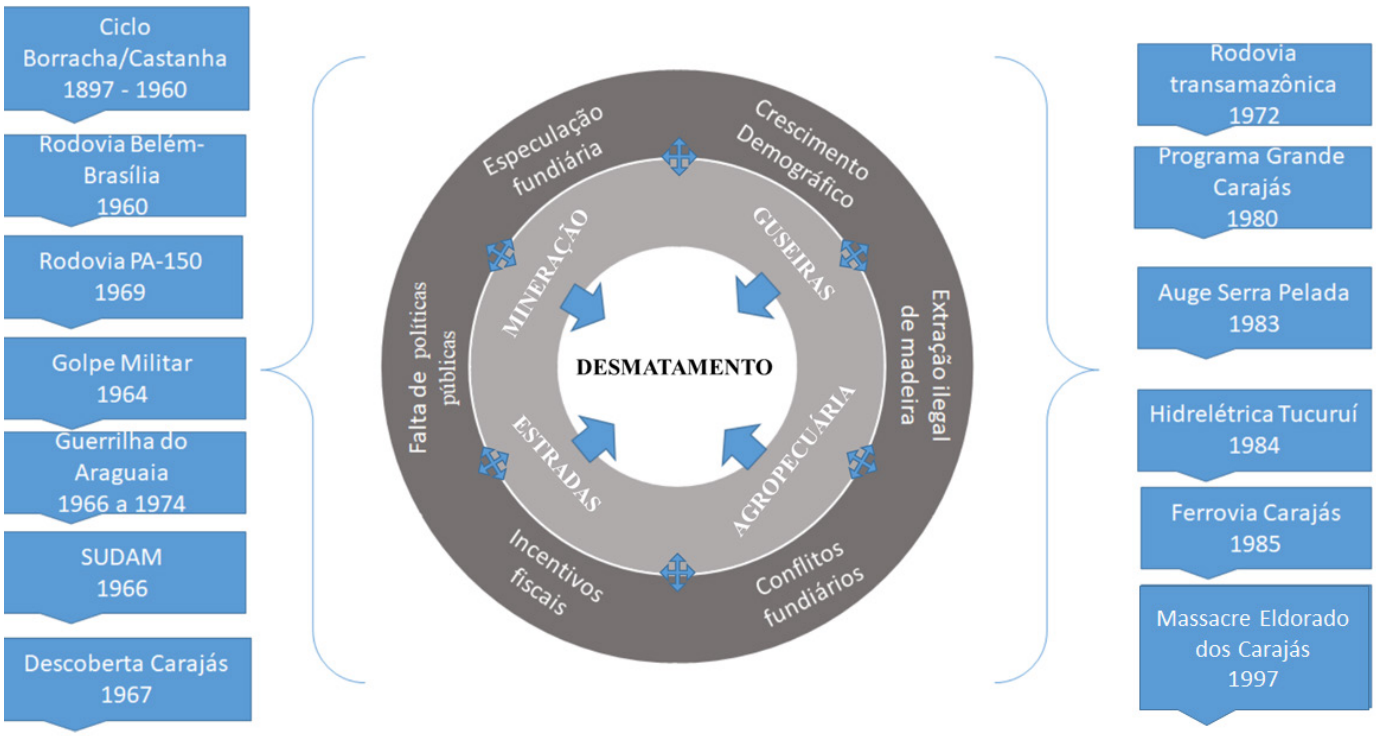


Figura 3 – Modelo conceitual (centro) e enquadramento histórico dos vetores de desmatamento (colunas à esquerda e à direita) na região de Carajás. No círculo externo (cinza escuro) estão os vetores indiretos. No círculo interno (cinza claro) estão os vetores diretos. As setas azuis em forma de cruz indicam que os vetores interagem entre si e se retroalimentam.

Discussão

O desmatamento no entorno das áreas protegidas de Carajás está relacionado a um histórico de disputa pelos recursos naturais, balizado por fatores exógenos associados à dinâmica do capitalismo global. No sudeste do Pará, essas relações se materializaram em diferentes ciclos econômicos (borracha, castanha, ferro-gusa, carvão vegetal, minério, aço, carne bovina, etc.), via de regra, estabelecidos pelas relações de demanda e oferta de commodities internacionais.

O paradigma de desenvolvimento para a Amazônia brasileira se consolidou nas décadas de 1950 e 1960, baseado na conversão de florestas para alcançar o crescimento econômico e a segurança nacional [40], tendo suas raízes na teoria da modernização. Essa teoria busca replicar o modelo de desenvolvimento de nações já industrializadas, eliminando práticas tradicionais locais por atividades econômicas comerciais vinculadas ao capital internacional, tidas como modernas [8]. Dessa forma, a transformação de floresta em pasto ocorreu em estreita relação com elementos simbólico-culturais que se baseiam na premissa de "civilizar a natureza selvagem" [41], o que fica evidente no material publicitário da época, que exalta a vitória do homem sobre a floresta [29]. Esse processo se alimentava de ideologias nacionalistas ("integrar para não entregar") e populismo autoritário ("uma terra sem homens para homens sem-terra") e resultou da mobilização de grandes contingentes populacionais movidos pelas promessas de emprego, terra e renda, principalmente relacionadas à agropecuária e mineração.

O crescimento populacional tem sido destacado na literatura científica como um importante vetor para o desmatamento nas décadas de 70, 80 e 90, pois influencia a expansão urbana e o uso e ocupação do solo, enquanto aumenta a demanda por energia, infraestrutura e alimentos [42]. Na região sudeste do estado do Pará, a mineração é um fator marcante, mobilizador de contingentes populacionais em busca de empregos [43]. Estudos realizados nas regiões de Porto Trombetas e Carajás demonstraram que a mineração pode induzir desmatamentos a uma distância de até 70 km das áreas de mina. De acordo com essas projeções, entre os anos de 2005 e 2015, a atividade contribuiu com 9% de todo o desmatamento na Amazônia. Além disso, a especulação fundiária no entorno nos empreendimentos estimula os conflitos fundiários.

A especulação fundiária que caracteriza a região sudeste do Pará desde os primórdios da ocupação do território pode ser apontada como um vetor indireto do desflorestamento na região. De acordo com as informações obtidas nas entrevistas, muitos latifundiários, desmatavam preventivamente, estimulados por políticas institucionais que consideram o desmatamento como uma benfeitoria que valoriza a terra e ajuda a justificar a concessão de títulos de propriedade. Essa indicação é corroborada por diferentes estudos sobre conflitos e mudanças de uso do solo na região amazônica [1] [44]. Esse tipo de mecanismo não impediu os avanços na redistribuição de terras na região. No entanto, em grande parte, a reforma agrária ficou limitada à concessão de lotes para camponeses, mas não avançou na disponibilização de assistência técnica, infraestrutura de comercialização e consolidação de cadeias produtivas [43].

O avanço na reforma agrária coincidiu com um período de rápida perda de floresta no sudeste do Pará [1]. Estima-se que a reforma agrária em geral foi responsável por 30% do desmatamento da bacia amazônica entre 1964 e 1997 [45]. Por outro lado, estudos recentes apontam que apenas 2% das propriedades são responsáveis por 62% de todo o desmatamento ilegal na Amazônia [46]. No entorno das UCs de Carajás, a baixa presença do estado estimulou a venda de terras por colonos recém assentados para agricultores mais capitalizados, estimulando a concentração de terras e mais desmatamento. Esse contexto também foi observado em outras regiões da Amazônia [47] [48]. Na falta de outras opções, os camponeses avançaram em conjunto com a fronteira agrícola, seguindo ramais abertos para a exploração ilegal de madeira. As estradas fornecem acesso a áreas florestais intactas, resultando em novos ciclos de desmatamento [49]. Na Amazônia brasileira quase 95% do total de pontos de desmatamento estão localizados dentro de até 5,5 km de redes rodoviárias [50].

Nesse sentido, os madeireiros e camponeses foram atores importantes nas frentes pioneiras de ocupação da floresta. Devido à falta de políticas públicas adequadas, famílias de agricultores recém assentadas ou posseiros em condição de vulnerabilidade cediam ao assédio de madeireiros para a venda de madeira nobre. Em seguida, dava-se início ao desmatamento para implantação de atividades agropecuárias, muitas vezes financiadas por bancos públicos. Na etapa final, diante do esgotamento das espécies vegetais de alto valor e

redução da fertilidade dos solos amazônicos, pouco propício para atividades agropecuárias, o agricultor, sem alternativas, vendia a terra e seguia os novos ramais abertos pelos madeireiros em busca de novas áreas ricas em madeira, avançando na fronteira. A devastação da floresta, resultou no isolamento das áreas protegidas de Carajás no contexto regional, onde o mosaico está circundado por uma matriz de áreas antropizadas [51].

A história da exploração dos recursos naturais na região de Carajás, portanto, está diretamente ligada a uma história de luta de classes, de exploração da força de trabalho de camponeses e extrativistas para atender demandas globais de commodities, e a apropriação de bens de uso comum (como o caucho, a castanha e terras públicas), para fins privados. Ao longo das décadas, ao sabor da dinâmica capitalista global e políticas nacionais, os ciclos econômicos se alteraram, partindo de uma base extrativista para uma base agropecuária e mineral. Os novos paradigmas de modernização e desenvolvimento não foram capazes de alterar de forma substancial a estrutura inicial baseada na exploração do trabalho. Nesse sentido, o conflito pelo acesso a recursos naturais persistiu como fonte de importantes vetores de desmatamento na região de Carajás.

Dessa forma, pode-se concluir que os fatores subjacentes da perda da floresta no entorno das UCs de Carajás, estão associados a uma agenda histórica que deu origem a poderosas estruturas físicas, institucionais, culturais e políticas que impulsionaram a mineração, a agropecuária e a extração ilegal de madeira (incluindo a produção de carvão vegetal de espécies nativas). Nesse sentido, o estado brasileiro teve um papel decisivo, de um lado concedendo crédito e incentivos fiscais para megaempreendimentos agropecuários e minerários. De outro lado, a ausência de políticas públicas foi determinante para o acirramento dos conflitos socioambientais, especulação fundiária, precarização da reforma agrária, concentração de terras e avanço das fronteiras agrícolas.

De todos os vetores de desmatamento, pode-se sugerir que a mineração é o que apresenta a maior capacidade de interagir e estimular outros vetores, como a produção de carvão vegetal, construção de estradas, especulação fundiária, ferrovias, redes de transmissão de energia etc. O conjunto dessas interações, pode gerar um efeito em cascata que pode contribuir para novos surtos de devastação das florestas. Diante desse quadro, é necessário superar resquícios históricos, dos processos de colonização e paradigmas de desenvolvimento, para a região avançar na transição para a sustentabilidade. Iniciativas emergentes em escala de paisagem, focadas no manejo sustentável do capital natural, sistemas agroflorestais e práticas agroecológicas, podem ajudar na construção de cenários favoráveis de conservação e desenvolvimento socioambiental.

Referências

1. Aldrich S, Walker R, Simmons C, Caldas M, Perz S. Contentious land change inthe Amazon's arc of deforestation. Annals of the Association of American Geographers; 2012.

2. Schmink M, Hoelle J, Gomes C, Thaler G. From contested to 'green' frontiers in the Amazon? A long-term analysis of São Félix do Xingu, Brazil. The Journal of Peasant Studies; 2017.

3. Pinheiro T F, Escada MSI, Valeriano DM, Hostert P, Gollonow F, Muller U. Forest Degradation Associated with Logging Frontier Expansion in the Amazon: the BR-163 Region in Southwestern Para. Earth Interactions, Brazil; 2016.

4. Laurance WF, Goosem M, Laurance SG. Impacts of roads and linear clearings on tropical forests. Trends Ecol. Evol; 2009.

5. Müller-Hansen F, Heitzig J, Donges JF, Cardoso MF, Dalla-Nora EL, Andrade P; Thonicke K. Can intensification of cattle ranching reduce deforestation in the Amazon? Insights from an agent-based social-ecological model. Ecol. Econ; 2019.

6. Brandt JS, Nolte C, Agrawal, A. Deforestation and timber production in Congo after implementation of sustainable forest management policy. Land Use Pol; 2016.

7. Assunção J, Gandour C, Rocha R, Rocha R. The effect of rural credit on deforestation: evidence from the Brazilian Amazon. Econ. J; 2020.

8. Reydon BP, Fernandes, VB, Telles TS. Land governance as a precondition for decreasing deforestation in the Brazilian Amazon. Land Use Pol; 2019.

9. Pichón FJ, Settler households and land-use patterns in the Amazon frontier: farm-level evidence from Ecuador. World Dev; 1997.

10. Yanai AM, Graça PMLA, Escada MIS, Ziccardi LG, Fearnside PM. Deforestation dynamics in Brazil's Amazonian settlements: effects of land-tenure concentration. J. Environ. Manag; 2020.

11. Benyishay A, Heuser S, Runfola D, Trichler R. Indigenous land rights and deforestation: evidence from the Brazilian Amazon. J. Environ. Econ. Manag; 2017.

12 Rudke AP, Sikora SVA, Santos AMD, Freitas XAC, Rotunno FOC, Martins JA. Impact of mining activities on areas of environmental protection in the southwest of the Amazon: a GIS- and remote sensing-based assessment. J. Environ. Manag; 2020.

13. Souza FPWM, Souza EB, Silva JRO, Nascimento WRJ, Mendonça BRV, Guimarães TF, Dall'agnol R, Siqueira JO. Four decades of land-cover, land-use and hydroclimatology changes in the Itacaiúnas River watershed, southeastern Amazon. Journal of Environmental Management; 2016.

14. Fearnside PM. Deforestation of the Brazilian Amazon. In: Shugart, H. (Ed.), Oxford Research Encyclopedia of Environmental Science. Oxford University Press, New York, USA; 2017.

Murray PR, Rosenthal KS, Kobayashi GS, Pfaller MA. Medical microbiology. 4th ed. St. Louis: Mosby; 2002.

15. Triviños ANS, Introdução à Pesquisa em Ciências Sociais - A pesquisa qualitativa em educação; 1987.

16. Braun V, Clark V, Using thematic analysis in psychology. Qualitative Research; 2006.

17. Velho OG Frentes de expansão e estrutura agrária: estudo do processo de penetração numa área da Transamazônica. Centro Edelstein de Pesquisas Sociais, Rio de Janeiro, Brasil, 2009. 172p.

18. Hébette J, Marin REA. A ligação rodoviária norte-sul: Sonhos e realidade. In: Hébette J, editor. Cruzando a Fronteira: 30 Anos de Estudo do Campesinato na Amazônia: Volume I - Colonização e ilusões de desenvolvimento. Belém: UFPA; 2004. P. 36-38.

19. Simmons CS, Walker R, Aldrich S, Arima E, Pereira R, Castro EMR de, Michelotti F, Waylen M, Antunes A. Discipline and Develop: Destruction of the Brazil Nut Forest in the Lower Amazon Basin. Annals of the American Association of Geographers; 242-65, 2019.

20. Emmi MF. Os castanhais do Tocantins e a indústria extrativa no Pará até a década de 60. Paper do NAEA. 2002;11.

21. Bentes RDS, Marín RA, Emmi MF. Os cemitérios das castanheiras do Tocantins. Pará Desenvolvimento. 1988;23:18-23.

22. Homma AKO, Carvalho R, Ferreira CA, Nascimento JDN. A destruição de recursos naturais: O caso da castanha-do-pará no Sudeste Paraense. Belém: Embrapa Amazônia Oriental; 2000. (Documentos, 32).

23. Aramburu MA. Aviamento, modernidade e pós-modernidade na Amazônia. Revista Brasileira de Ciências Sociais. 1994;25.

24. Simmons CS, Walker RT, Arima EA, Aldrich SP, Caldas MM. The Amazon land war in the south Pará. Annals of the American Association of Geographers. 2007;97:567-92.

25. Kitamura PC, Muller C. Castanhais nativos de Marabá, PA: Fatores de depredação e bases para a sua preservação. Belém: EMBRAPA; 1984.

26. IBGE. Pesquisa de Informações Básicas Municipais: Perfil dos Municípios Brasileiros. Rio de Janeiro: IBGE; 2010.

27. Buclet B. Entre tecnologia e escravidão: a aventura da Volkswagen na Amazônia. O Social em Questão. Rio de Janeiro: PUC/Rio; 2005;13:5.

28. Acker A. O maior incêndio do planeta: como a Volkswagen e o regime militar brasileiro acidentalmente ajudaram a transformar a Amazônia em uma arena política global. Revista Brasileira de História. 2014;34(68):13-33.

29. Santos AFG dos. Amazônia, propaganda e publicidade. Faces da História. 2019; 6:459-77.

30. Morais T, Silva E. Operação Araguaia: Os arquivos secretos da guerrilha. São Paulo: Geração Editorial; 2005.

31 Simmons CS, Walker RT, Arima EA, Aldrich SP, Caldas MM. The Amazon land war in the south Pará. Annals of the American Association of Geographers. 2007;97:567-92.

32. IBAMA. Plano de Manejo para Uso Múltiplo da Floresta Nacional de Carajás. Curitiba: STCP Engenharia de Projetos LTDA; 2003.

33. Palheta JM, Silva CN, Oliveira-Neto A, Nascimento FR. Conflitos pelo uso do território na Amazônia mineral. Mercator. 2017;16:1-18.

34. Schmink M, Wood CH. Contested frontiers in Amazonia. New York: Columbia University Press; 1992.

35. INCRA. 2022. Assentamentos Rurais da Reforma Agrária 2003. [acesso em abr de 2022]. Disponível em: http://painel.incra.gov.br/sistemas/index.php.

36. Comissão Pastoral da Terra (CPT). 2015 e 2016. Conflitos no Campo Brasil. [acesso em 22 abril 2022]. Disponível em: https://www.cptnacional.org.br/.

37. Brasil. Comissão Nacional da Verdade. Mortos e desaparecidos políticos. Brasília, DF: CNV; 2014. p.1836-41. (Relatório da Comissão Nacional da Verdade, 3).

38. Homma AKO. Extrativismo vegetal ou plantio: qual a opção para a Amazônia? In: Homma AKO, editor. Extrativismo vegetal na Amazônia: história, ecologia, economia e domesticação. Brasília: Embrapa; 2014. p.17-43.

39. Homma AKO, Alves RNB, Menezes AJEA, Matos GB. Guseiras na Amazônia: perigo para a floresta. Ciência Hoje. 2006;39:56-9.

40. Hecht SB, Rajão R. From "Green Hell" to "Amazonia Legal": land use models and the reimagination of the rainforest as a new development frontier. Land Use Policy. 2020;96.

41. Klingler M, Mack P. Post-frontier governance up in smoke? Free-for-all frontier imaginations encourage illegal deforestation and appropriation of public lands in the Brazilian Amazon. Journal of Land Use Science. 2020;15(2-3):424-38.

42. Li G, Lu D, Moran E, Calvi MF, Dutra V, Batistella M. Examining deforestation and agropasture dynamics along the Brazilian Transamazon Highway using multitemporal Landsat imagery. GIScience Remote Sens. 2019;56:161-83.

43. Santos VM. A Economia do Sudeste Paraense: Evidências das transformações estruturais. In: Desenvolvimento Regional no Brasil: políticas, estratégias e perspectivas. Brasília: IPEA (Instituto de Pesquisa Econômica Aplicada); 2017.

44. Moutinho P, Guerra R, Azevedo-Ramos C. Achieving zero deforestation in the Brazilian Amazon: What is missing? Elem Sci Anthr. 2016;4.

45. Alston LJ, Libecap GD, Mueller B. Land reform policies, the source of violent conflict, and implications for deforestation in the Brazilian Amazon. J Environ Econ Manage. 2000;39:162-88.

46. Rajão R, Soares-Filho B, Börner J, Machado L, Assis D, Oliveira A, Pinto L, Ribeiro V, Rausch L, Gibbs H, Figueira D. The rotten apples of Brazil's agribusiness. Science. 2020;369:246-8.

47. Parry L, Day B, Amaral S, Peres CA. Drivers of rural exodus from Amazonian headwaters. Popul Environ. 2010;32:137-76.

48. Carrero GC, Fearnside PM. Forest clearing dynamics and the expansion of landholdings in Apuí, a deforestation hotspot on Brazil's Transamazon highway. Ecol Soc. 2011;16.

49. Soares-Filho BS, Nepstad DC, Curran LM, Cerqueira GC, Garcia RA, Ramos CA, Voll E, McDonald A, Lefebvre P, Schlesinger P. Modeling conservation in the Amazon Basin. Nature. 2006;440:520-3.

50. Barber CP, Cochrane MA, Souza Jr CM, Laurance WF. Roads, deforestation, and the mitigating effect of protected areas in the Amazon. Biol Conserv. 2014;177:203-9.

51. Vieira ALM, Ribeiro KT, Quirino GRS, Louzada R, Mariz RG, Martins FD. Mosaico Carajás: Perspectivas de Ampliação da Conservação. In: Martins FF, Kamino LHY, Ribeiro KT, editores. Projeto Cenários Conservação de Campos Ferruginosos diante da Mineração em Carajás. Tubarão: Copiart; 2018. p.455-67

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Estrutura populacional de duas orquídeas no campo rupestre ferruginoso da Floresta Nacional de Carajás

Lígia Haira Duarte de Almeida[1]
https://orcid.org/0009-0009-1335-4311
*contato principal

Jéssica Araújo Heringer Ribeiro[2]
https://orcid.org/0009-0004-6216-1632

Thaís Gonzaga de Souza[3]
https://orcid.org/0009-0008-9174-0499

Anthony Barbosa da Silva[4]
https://orcid.org/0009-0007-2809-612X

Wendelo Silva Costa[1]
https://orcid.org/0000-0002-9801-3680

Fernando da Costa Brito Lacerda[3]
https://orcid.org/0000-0002-9801-3680

Paulo Jardel Braz Faiad[1]
https://orcid.org/0009-0005-4491-4896

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Núcleo de Gestão Integrada de Carajás/NGI Carajás, Parauapebas/PA, Brasil. <ligiahaira19@gmail.com, wendelo.costa@icmbio.gov.br, paulo.faiad@icmbio.gov.br>.

[2] Universidade Federal de Viçosa, Viçosa/MG, Brasil. <jessica.heringer@outlook.com> .

[3] Universidade Federal Rural da Amazônia, Parauapebas/PA, Brasil. <gonzagathaisufra@gmail.com, fernando.lacerda@ufra.edu.br>.

[4] Museu Paraense Emílio Goeldi, Belém/PA, Brasil. <anthony.barbosa@ufra.edu.br>.

Recebido em 15/09/2024 - Aceito em 20/01/2025

Como citar:

Almeida LHD, Ribeiro JAH, Souza TG, Silva AB, Costa WS, Lacerda FCB, Faiad PJB. Estrutura populacional de duas orquídeas no campo rupestre ferruginoso da Floresta Nacional de Carajás. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 209-221. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2690

Palavras-chave: *Catasetum discolor;* orquídeas rupícolas; *Sobralia liliastrum;* valoração ambiental.

RESUMO – *Catasetum discolor* e *Sobralia liliastrum* (Orchidaceae) são orquídeas nativas do campo rupestre ferruginoso da Floresta Nacional de Carajás, sudeste do Pará. A valoração dos recursos naturais nesses ambientes ainda é incipiente, pois os cálculos indenizatórios se concentram principalmente em atributos madeireiros. As espécies podem ser empregadas na metodologia de valoração ambiental do campo rupestre ferruginoso, para tal, é necessário fornecer seus dados ecológicos ao órgão ambiental licenciador. O objetivo foi avaliar a estrutura populacional de *Catasetum discolor* e *Sobralia liliastrum*, comparando variáveis ecológicas em dois geoambientes: campo rupestre aberto e campo rupestre arbustivo. Foram alocadas aleatoriamente 30 parcelas de 1×1 em cada geoambiente, totalizando 120 parcelas amostrais. As variáveis analisadas incluíram altura do ramo principal, cobertura do agrupamento, número de indivíduos por agrupamento e número de agrupamentos. A cobertura de *Catasetum discolor* foi maior no campo rupestre aberto, porém, as demais variáveis populacionais não apresentaram diferenças significativas entre os geoambientes. Para *Sobralia liliastrum*, a cobertura e o número de indivíduos por agrupamento foram superiores no campo rupestre arbustivo. Estratégias ecofisiológicas de *Catasetum discolor*, relacionadas à eficiência hídrica e resistência a radiação solar, podem explicar sua maior distribuição em formações abertas. Processos de facilitação ecológica associados à vegetação arbustiva, podem favorecer a maior distribuição populacional de *Sobralia liliastrum* no campo rupestre arbustivo. Os dados obtidos podem subsidiar estratégias de conservação e a inclusão de informações ecológicas na metodologia de valoração econômica de bens não madeireiros, potencialmente elevando os valores indenizatórios pela degradação do campo rupestre ferruginoso da Floresta Nacional de Carajás.

CC BY NC ND

Population structure of two orchids in the ferruginous rupestrian grassland of the Carajás National Forest

Keywords: *Catasetum discolor;* environmental valuation; rock orchids; *Sobralia liliastrum.*

ABSTRACT – *Catasetum discolor* and *Sobralia liliastrum* (Orchidaceae) are orchids native to the ferruginous rupestrian grassland of the Carajás National Forest, southeastern Pará, Brazil. The valuation of natural resources in these areas is still incipient, as compensation assessments are predominantly focused on timber-related attributes. This study aimed to evaluate the population structure of *Catasetum discolor* and *Sobralia liliastrum*, comparing ecological variables in two geoenvironments: open rupestrian grasslands and shrubby rupestrian grasslands. A total of 120 sample plots (1×1 m) were randomly allocated, with 30 plots in each geoenvironment. The analyzed variables included main stem height, clump cover, number of individuals per clump, and number of clumps. *Catasetum discolor* exhibited greater cover in open rupestrian grassland, while other population variables showed no significant differences between geoenvironments. For *Sobralia liliastrum*, cover and the number of individuals per clump were higher in shrubby rupestrian grassland. The findings suggest that the ecophysiological strategies of *Catasetum discolor* and the ecological facilitation processes in shrubby vegetation favor the respective distributions of these species. These results may support conservation strategies and inform the economic valuation methodology for non-timber goods, potentially increasing compensation for the degradation of ferruginous rupestrian grassland in the Carajás National Forest.

Estructura poblacional de orquídeas en el campo rupestre ferruginoso de la Reserva Nacional de Carajás

Palabras llave: *Catasetum discolor;* orquídeas rupícolas; *Sobralia liliastrum*; valoración ambiental.

RESUMEN – *Catasetum discolor* y *Sobralia liliastrum* (Orchidaceae) son orquídeas nativas del campo rupestre ferruginoso de la Floresta Nacional de Carajás, Brasil. La valoración de los recursos naturales en estos ambientes es aún limitada, ya que se centra principalmente en atributos maderables. Este estudio tuvo como objetivo evaluar la estructura poblacional de *Catasetum discolor* y *Sobralia liliastrum,* comparando variables ecológicas en dos geoambientes: campo rupestre abierto y campo rupestre arbustivo. Se realizaron muestreos en 120 parcelas de 1×1 metro, distribuidas aleatoriamente en ambos geoambientes. Las variables analizadas incluyeron altura del tallo principal, cobertura, número de individuos y número de agrupaciones. *Catasetum discolor* mostró una mayor cobertura en el campo rupestre abierto, mientras que *Sobralia liliastrum* presentó una mayor cobertura y número de individuos en el campo rupestre arbustivo. Estas diferencias se atribuyen a las estrategias ecofisiológicas de *Catasetum discolor* y a procesos de facilitación ecológica en el caso de *Sobralia liliastrum*. Los resultados pueden contribuir a estrategias de conservación y a la inclusión de estas especies en la valoración económica de bienes no maderables.

Introdução

O campo rupestre ferruginoso (CRF) é um ecossistema raro, que ocorre sobre os platôs cobertos por afloramentos ferruginosos típicos da Serra dos Carajás e que se caracteriza por constituir um complexo de fitofisionomias predominantemente abertas [1]. Em decorrência de características geoambientais específicas, que incluem solos ácidos e pobres em nutrientes, altas concentrações de metais pesados, altas temperaturas e forte sazonalidade, o CRF abriga uma rica biodiversidade, com ocorrência de muitas espécies raras e endêmicas, de beleza cênica e potencial ornamental [2][3][4].

Na Serra dos Carajás estão localizadas as mais importantes jazidas de minério de ferro de alto teor do mundo, além de outros corpos de minério, o que as torna uma das maiores províncias minerais do planeta [1][5][6]. Em virtude disso, nessas regiões as atividades de extração mineral são preponderantes, com significativo avanço nas últimas décadas, o que vem ocasionando grandes impactos ambientais, que incluem degradação de extensas áreas naturais, fragmentação de *habitat,* perdas de biodiversidade e mudanças drásticas na paisagem [3][7][8].

O CRF da Serra dos Carajás está inserido, em sua maior parte, na Floresta Nacional (FLONA) de Carajás [7], uma unidade de conservação federal de uso sustentável, que prevê, no seu plano de manejo e decreto de criação, a extração mineral [9]. Para tal, é requerido, obrigatoriamente, um processo de licenciamento ambiental, no qual são analisados os

CC BY NC ND

impactos decorrentes dessa atividade e são propostas medidas mitigatórias [10], a fim de garantir a perenidade dos recursos ambientais renováveis e dos processos ecológicos, mantendo a biodiversidade e os demais atributos ecológicos, de forma socialmente justa e economicamente viável, conforme os termos da Lei nº 9.985 [11]. Cabe ressaltar que, em casos de impactos não mitigáveis, o Sistema Nacional de Unidades de Conservação prevê a compensação das áreas afetadas [11].

A metodologia de cálculo de compensação utilizada atualmente na FLONA de Carajás prioriza, quase que absolutamente, atributos de natureza madeireira, principalmente encontrados em áreas de floresta ombrófila, o que causa valores desprezíveis para a supressão do CRF, onde o estrato vegetal predominante é o herbáceo/arbustivo [3][4][8][12]. A valoração dos recursos naturais do CRF nos procedimentos de licenciamento ambiental ainda é muito incipiente, pelo fato de que seus produtos e serviços ainda não possuem preços de mercado estabelecidos [3][10]. O Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) possui metodologias para valorar produtos florestais não madeireiros em áreas de supressão vegetal; no entanto, a metodologia necessita de informações ecológicas sobre as espécies e seus valores de comercialização para os cálculos indenizatórios de acordo com a Instrução Normativa nº 6/2024 [12].

Apesar da sua complexidade florística e importância econômica, o CRF de Carajás constitui uma das áreas mais ameaçadas em decorrência do avanço das atividades de mineração [13][14]. Diante disso, estudos botânicos e ecológicos das comunidades vegetais, que incluem a dinâmica populacional de espécies ameaçadas, raras, endêmicas e com potencial de uso madeireiro e não madeireiro, são considerados chaves para subsidiar estratégias efetivas para conservação e mitigar perdas de biodiversidade nesse ecossistema [15][16][17].

As espécies *Catasetum discolor* (Lindl.) Lindl. e *Sobralia liliastrum* Lindl. (Orchidaceae) são orquídeas rupícolas de ampla ocorrência no CRF da FLONA de Carajás, que possuem mercado ornamental consolidado no Brasil [4][18]. O estudo sobre a estrutura populacional pode contribuir para o entendimento sobre as possíveis diferenças na distribuição dessas duas espécies nos variados geoambientes do CRF, compreender a interação entre elas e sua relação com as populações locais e os fatores ambientais circundantes [19]. As informações obtidas podem ser fornecidas ao ICMBio para auxiliar na formulação de estratégias de conservação e estabelecer critérios mais justos e precisos, que reflitam adequadamente o impacto da atividade de mineração sobre a biodiversidade local. Além disso, dados ecológicos, como cobertura e quantidade de indivíduos, associados aos valores de mercado que as espécies já possuem, podem ser empregados na metodologia utilizada para valorar produtos florestais não madeireiros e, desta forma, contribuir para elevar os valores indenizatórios nas futuras áreas a serem mineradas. Com isso, o recurso arrecadado pode ser destinado a pesquisas voltadas ao levantamento de informações ecológicas de outros indivíduos nessas áreas.

Já foi demonstrado que muitas espécies do CRF apresentam potencial de uso não madeiro, o que contribui para a geração de renda para comunidades tradicionais e cooperativas extrativistas [4][20]. Assim, este artigo foi desenvolvido com o intuito de avaliar a estrutura populacional das orquídeas *C. discolor* (Lindl.) Lindl. e *S. liliastrum Lindl*., e comparar as variáveis ecológicas entre as espécies em dois geoambientes do CRF (campo rupestre aberto e campo rupestre arbustivo) da FLONA de Carajás, a fim de subsidiar informações técnicas para futuros procedimentos de valoração ambiental com as espécies na unidade de conservação (UC).

Material e Métodos

Caracterização da área de estudo

O estudo foi desenvolvido no CRF da FLONA de Carajás, no platô de N1. A FLONA de Carajás é uma unidade de conservação de uso sustentável, criada em 1998, visando o uso responsável e sustentável dos recursos naturais. Possui uma extensão territorial de 395.826,70 ha, que abrange os municípios de Parauapebas, Canaã dos Carajás e Água Azul do Norte, no sudeste do estado do Pará [9]. A execução deste estudo foi autorizada em conformidade com o Sistema de Autorização e Informação em Biodiversidade (Sisbio nº 79654).

Juntamente com outras cinco unidades de conservação – Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, Floresta Nacional do Itacaiúnas, Parque Nacional dos Campos Ferruginosos, Reserva Biológica do Tapirapé e a Área de Proteção Ambiental do Igarapé do Gelado –, a FLONA de Carajás compõe o mosaico de áreas protegidas de Carajás, reconhecidas por sua imensa relevância ecológica e papel crucial na conservação da biodiversidade [5].

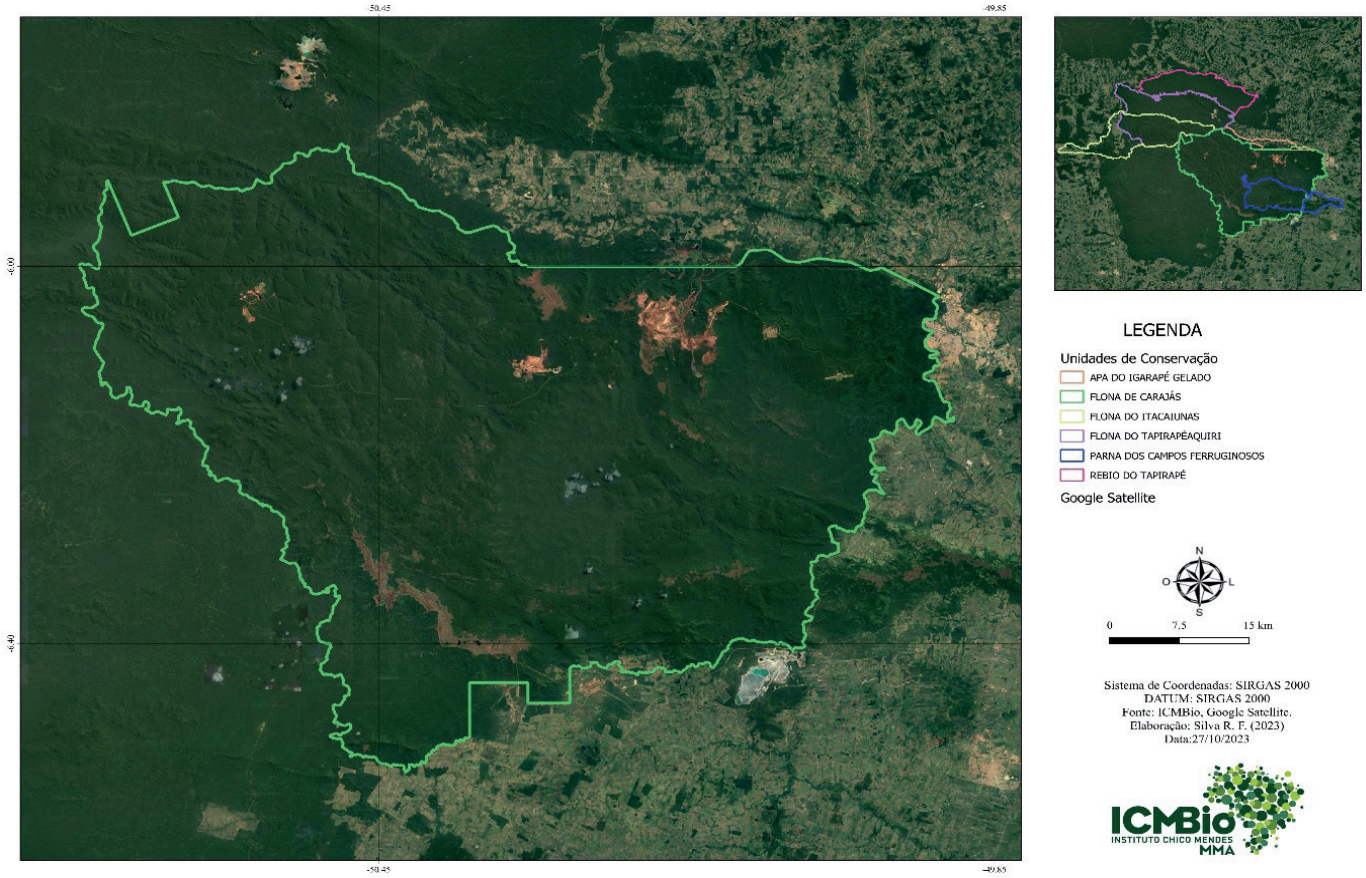


Figura 1 – Localização da FLONA de Carajás, Parauapebas, Pará. Fonte: Núcleo de Gestão Integrada NGI ICMBio Carajás.

Segundo a classificação climática de Köppen, o clima da região é caracterizado como tropical quente úmido "Aw" de transição, revelando duas etapas distintamente caracterizadas: verão chuvoso, entre os meses de novembro a abril; e inverno seco, entre os meses de maio a outubro.

A composição vegetal predominante na área consiste em espécies herbáceas e arbustivas, com limites geográficos que estabelecem um verdadeiro "enclave" envolto pela floresta ombrófila [2][21]. A nomenclatura utilizada para esse tipo de formação vegetal ainda não é um consenso, alguns autores a identificam como savana metalófila, devido ao solo rico em metais [2][3]; vegetação de canga [22][23] [24]; campo rupestre ou vegetação rupestre, em razão da formação rochosa ou sub-rochosa local [25] [26]; e Complexo Rupestre Ferruginoso devido a variedade geoambiental [27]. No presente trabalho, será utilizado o termo campo rupestre ferruginoso, refletindo o consenso científico para definir o mosaico de ambientes associados a afloramentos ferruginosos [28].

O CRF da FLONA de Carajás possui diferentes fitofisionomias, especificamente, o estudo foi desenvolvido em dois: campo rupestre aberto e campo rupestre arbustivo, em virtude da maior abundância das espécies nessas áreas. O campo rupestre aberto (Figura 2A) é caracterizado como um geoambiente com vegetação aberta, que tipicamente apresenta dominância de *S. liliastrum* e *Vellozia gloucha* Pohl. O campo rupestre arbustivo (Figura 2B) é composto por arbustos de pequeno porte, onde é evidente a uniformidade na composição florística, embora haja variações em relação a abundância e predominância [14].

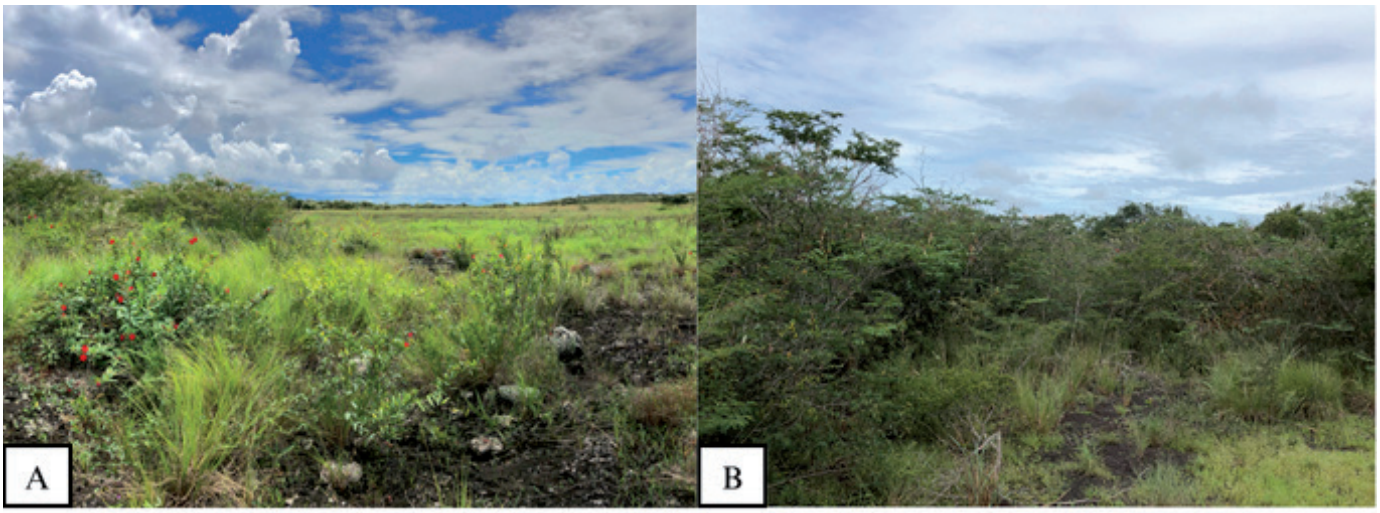


Figura 2 – Geoambientes do Campo rupestre ferruginoso da FLONA de Carajás. A = campo rupestre aberto; B = campo rupestre arbustivo.
Fonte: os autores, 2023.

Caracterização das espécies estudadas

Catasetum discolor (Lindl.) Lindl.

Catasetum Rich. ex Kunth é um gênero pertencente à família Orchidaceae, com 170 espécies reconhecidas. No Brasil, ocorre cerca de 113 espécies, das quais 36 estão localizadas no Pará [18]. Aproximadamente 80 espécies são nativas do Brasil, muitas dessas, com ampla distribuição na região amazônica [29][30].

Catasetum discolor (Lindl.) Lindl. é uma espécie amplamente distribuída na América do Sul, incluindo Guiana, Suriname, Venezuela, Colômbia e Peru. No Brasil, sua ocorrência é registrada nas regiões Norte (AM, PA, RO, RR), Nordeste (AL, BA, CE, MA, PB, PE, RN, SE), Centro-Oeste (MT) e Sudeste (ES, RJ), predominando em áreas abertas com formações xéricas [18][31]. No CRF de Carajás há registro somente da espécie *Catasetum discolor* uma orquídea rupícola, com cerca de 10 a 20 cm de comprimento. As inflorescências atingem cerca de 40 cm de altura com número variado de flores, cujas pétalas apresentam coloração verde-amarelada [18] (Figura 3B). Quanto ao seu status de conservação, a espécie está incluída no Apêndice II da Convenção sobre o Comércio Internacional das Espécies da Flora e Fauna Selvagens Ameaçadas de Extinção (CITES). Isto significa que, embora a espécie não esteja atualmente ameaçada de extinção, pode se tornar ameaçada, caso o comércio internacional de suas partes e produtos não seja devidamente controlado [31].



Figura 3 – *Catasetum discolor* no campo rupestre ferruginoso da FLONA de Carajás. A = hábito; B = flores.
Fonte: os autores, 2023.

Sobralia liliastrum Lindl.

Sobralia Ruiz & Pav. (Orchidaceae) é um gênero que engloba aproximadamente 170 espécies, distribuídas geograficamente do México à Bolívia [18]. No Brasil, são registradas cerca de 29 espécies, encontradas nas regiões Norte, Nordeste, Centro-Oeste e Sudeste, destas espécies, 10 ocorrem no Pará, no entanto, apenas *Sobralia liliastrum* possui registro confirmado no CRF de Carajás [18].

S. liliastrum é uma erva rupícola que pode chegar a até 1,6 m de altura (Figura 4A). A espécie pode ser reconhecida pela presença das flores alvas, vistosas e pelas folhas pliçadas (Figura 4B-C). Apresenta ampla distribuição nas Serra Norte e Sul do CRF da FLONA de Carajás [14][18]. O grau de ameaça da espécie está classificado como pouco preocupante segundo o Centro Nacional de Conservação da Flora (CNFlora), o que significa que a espécie não apresenta um risco significativo de extinção [32].



Figura 4 – *Sobralia liliastrum* no campo rupestre ferruginoso da FLONA de Carajás. A = hábito; B-C) = flor.
Fonte: os autores, 2023.

Aspectos ecológicos *in situ*

Os levantamentos populacionais ocorreram entre maio de 2022 e julho de 2023. Os aspectos ecológicos foram levantados através de buscas pelas populações de *C. discolor* e *S. liliastrum* nos geoambientes de campo rupestre aberto (CRAB) e campo rupestre arbustivo (CRAR).

Dentro de cada população (*C. discolor* e *S. liliastrum*) e em ambos os geoambientes, foram alocados de forma randomizada, 30 parcelas de 1×1 m (1m^2), totalizando 120 parcelas amostrais, com distância mínima de 5 m entre cada. Em cada parcela, todos os indivíduos foram inventariados a nível de espécie, considerando sua quantidade e a porcentagem de cobertura. Somente para *C. discolor* e *S. liliastrum*, era medida, com auxílio de uma trena, a altura do ramo principal, a cobertura do agrupamento, o número de indivíduos por agrupamento e o número de agrupamentos.

Os agrupamentos das espécies estudadas foram avaliados quanto à associação com a vegetação arbustiva. Para isso, foram registrados os agrupamentos que estavam próximos à arbustos, sendo esses classificados como "com associação". Essa categorização foi realizada com o objetivo de avaliar possíveis influências do sombreamento nas populações estudadas. Por outro lado, os agrupamentos que estavam próximos a rochas ou Poaceae foram classificados como "sem associação", por não oferecem sombreamento significativo.

A identificação botânica das demais espécies foi realizada em campo por profissionais especializados e/ou por meio de coleta de material e posterior consulta em herbários virtuais e literatura especializada. A nomenclatura correta das espécies foi verificada através de consulta no site do Flora do Brasil 2020 (http://floradobrasil.jbrj.gov.br/), que segue o sistema de classificação *Angiosperm Phylogeny Group*-APG IV: 10.111/boj.12385 [33].

CC BY NC ND

Análise estatística

As comparações entre as variáveis ecológicas das populações, foram realizadas por meio de análises conduzidas utilizando o software R 3.0.2 (Equipe de Desenvolvimento do R 2013). Os dados foram normatizados e submetidos ao teste de normalidade de Shapiro Wilk, a um nível de significância de 0,05. Dado que a distribuição dos dados não atendeu aos critérios paramétricos, foi empregado o teste estatístico de Wilcoxon-Mann-Whitney para comparar duas médias, considerando um nível de significância de 0,05.

Resultados

Nas populações estudadas, foram amostrados um total de 267 indivíduos de *Catasetum discolor* em campo rupestre aberto e 607 indivíduos em campo rupestre arbustivo. Para *Sobralia liliastrum* 1.110 indivíduos foram inventariados em campo rupestre aberto e 1.533 indivíduos em campo rupestre arbustivo.

Estrutura populacional de *Catasetum discolor*

A altura dos indivíduos entre as populações de *C. discolor,* não apresentou diferenças significativas para os dois geoambientes CRAB (12.1) e CRAR (9.55) (W = 220, p = 0.28) (Figura 5A). Para a cobertura, os valores foram significativamente maiores em CRAB (9.70) em comparação a CRAR (7.36), (W = 220, p = 0.28) (Figura 5B). O número de agrupamentos não apresentou diferenças entre os geoambientes CRAB (0.24) e CRAR (0.30) (W = 220, p = 0.28) (Figura 5C). Por fim, o número de indivíduos em CRAB (5.17) não apresentou diferenças significativas em comparação ao CRAR (5.68) (W = 220, p = 0.28) (Figura 5D).

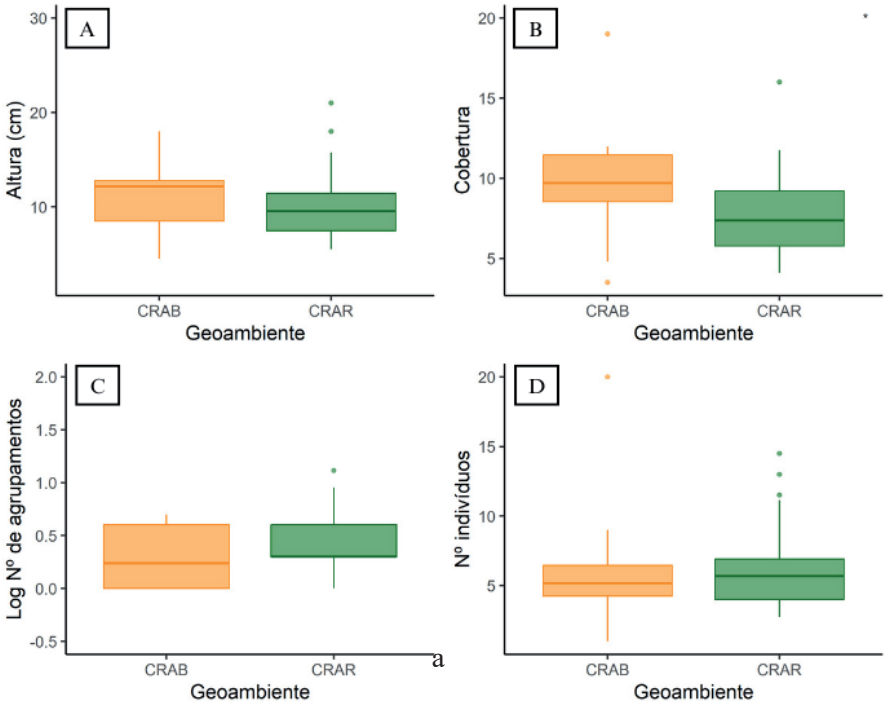


Figura 5 – Estrutura populacional de *Catasetum discolor* em campo rupestre aberto (CRAB) e campo rupestre arbustivo (CRAR). A = altura dos agrupamentos; B = cobertura dos agrupamentos; C = número de agrupamento; D = número de indivíduos por agrupamento.

Estrutura populacional de *Sobralia liliastrum*

A altura dos indivíduos entre as populações de *S. liliastrum* estudadas nos dois geoambientes não apresentou diferenças significativas entre CRAR (81.25) e CRAB (59.40) (W = 345, p = 0,12) (Figura 6A). Para a cobertura, os valores foram significativamente maiores em CRAR (37.15) em comparação com CRAB (29.60) (W = 298,50, p = 0,02) (Figura 6B). A média do número de agrupamentos foi igual em CRAB (0.39 ± 0.19) e CRAR (0.47) (W = 447, p = 0.28) (Figura 6C). Por último, o número de indivíduos em CRAR (15.12) foi significativamente superior em comparação ao CRAB (11.75) (W = 275, p = 0.001) (Figura 6D).

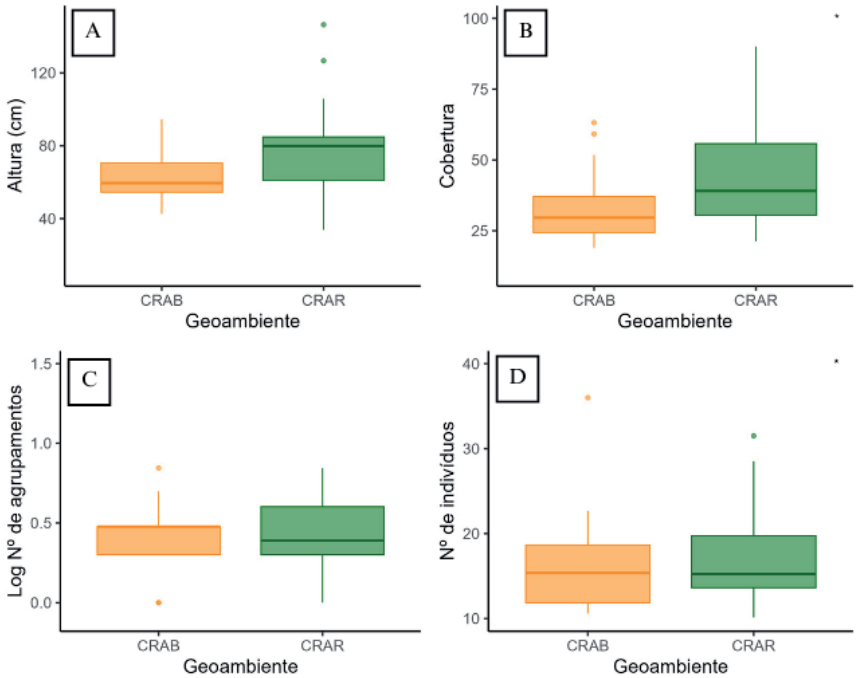


Figura 6 – Estrutura populacional de *Sobralia liliastrum* em campo Rupestre aberto (CRAB) e campo rupestre arbustivo (CRAR). A = altura dos agrupamentos; B = cobertura dos agrupamentos; C = número de agrupamento; D = número de indivíduos por agrupamento.

Espécies arbustivas associadas aos agrupamentos de *Catasetum discolor* e *Sobralia liliastrum*.

No CRAB, mais de 77% dos agrupamentos de *C. discolor* não apresentaram associação com espécies arbustivas. Entre os agrupamentos que apresentaram associação, duas espécies foram identificadas: *Byrsonima chrysophylla* Kunth (11,36%) e *Pleroma carajasensis* K.Rocha, R.Goldenb. & F.S.Mey. (11,36%). Já no CRAR, os agrupamentos de *C. discolor* estiveram associados a nove espécies arbustivas, com destaque para *Norantea guianensis* Aubl., que apresentou a maior relação no geoambiente (24%).

Para *S. liliastrum*, no CRAB, 64,37% dos agrupamentos não apresentaram associação com espécies arbustivas. Entre os agrupamentos associados, seis espécies foram identificadas, sendo *Mimosa acustitipula* var. ferrea a de maior representatividade (17%). No CRAR, os agrupamentos de *S. liliastrum* se associaram a nove espécies arbustivas, com *Mimosa acustitipula* var. ferrea novamente destacando-se como a principal espécie associada (10%). Nesse geoambiente, o número de agrupamentos que não apresentaram associação foi menor, representando 44,57%, conforme indicado na Tabela 1.

Tabela 1 – Espécies associadas aos agrupamentos de *Catasetum discolor* e *Sobralia liliastrum* nos geoambientes de campo rupestre aberto e arbustivo da FLONA de Carajás.

Espécie ornamental	Geoambiente	Espécies arbustivas associadas	% de agrupamentos associados
Catasetum discolor	CRAB	*Byrsonima chrysophylla*	11.36
		Pleroma carajasensis	11.36
		Sem associação	77.27
	CRAR	*Bauhinia pulchella*	2.04
		Byrsonima chrysophylla	14.29
		Callisthene microphylla	2.04
		Cordiera myrciifolia	1.02
		Mimosa acustitipula var. férrea	7.14
		Neea oppositifolia	5.10
		Norantea guianensis	24.49
		Pleroma carajasensis	8.16
		Pleroma carajasensis x Norantea guianensis	4.08
		Sem associação	31.63

Sobralia liliastrum	CRAB	*Bauhinia pulchella*	3.45
		Byrsonima chrysophylla	2.30
		Cordiera myrciifolia	3.45
		Mimosa acustitipula var. ferrea	17.24
		Norantea guianensis	3.45
		Pleroma carajasensis	5.75
		Sem associação	64.37
	CRAR	*Bauhinia pulchella*	1.09
		Byrsonima chrysophylla	9.78
		Cordiera myrciifolia	2.17
		Cordiera myrciifolia + Lippia origanoides	3.26
		Cordiera myrciifolia + Byrsonima chrysophylla	5.43
		Mimosa acustitipula var. ferrea	10.87
		Mimosa acustitipula var. ferrea + Anemopaegma carajasense	8.70
		Neea oppositifolia	7.61
		Pleroma carajasensis	6.52
		Sem associação	44.57

Discussão

Através dos resultados obtidos, foi possível observar que *C. discolor* não apresentou diferenças significativas para a maioria das variáveis populacionais investigadas entre os dois geoambientes. No entanto, a espécie mostrou uma tendência de maior adaptação no geoambiente de CRAB, principalmente pela maior cobertura dos indivíduos nos agrupamentos. Esse melhor desenvolvimento no geoambiente menos sombreado se deve, provavelmente, à característica heliófila da espécie, que prefere ambientes de borda e com luminosidade para seu desenvolvimento [34].

Além disso, a presença de pseudobulbos em *C. discolor* pode estar relacionada ao seu melhor desenvolvimento em áreas de CRAB, visto que esta estrutura atua no armazenamento de água, favorecendo o crescimento em ambientes com deficiência hídrica e alta incidência de luz [35]. Complementarmente, estudos anteriores já comprovaram que espécies do gênero *Catasetum* são tolerantes a altas taxas de luminosidade, em virtude de mecanismos morfológicos e anatômicos, como células epidérmicas espessas e epiderme adaxial bem desenvolvida, além de características fisiológicas, como alta eficiência hídrica [36][37].

A espécie *S. liliastrum* exibiu valores significativamente mais altos para as variáveis de cobertura e número de indivíduos no CRAR, em comparação ao CRAB, conforme evidenciado na Tabela 1. É provável que a vegetação arbustiva estabeleça uma relação de facilitação ecológica para *S. liliastrum*. Já foi demonstrado que, em ecossistemas rupestres, as espécies arbustivas favorecem melhorias nas condições ambientais para o estabelecimento e desenvolvimento de outras plantas [38]. Parte disso se deve a um maior sombreamento promovido pelas espécies de porte arbustivo, que confere vantagens microclimáticas, e pela formação e estruturação de ilhas de solo friável e rico em matéria orgânica e nutrientes [14].

Um estudo conduzido em um ecossistema semelhante, localizado no Quadrilátero Ferrífero (MG), corrobora essas observações. Verificou-se que a vegetação arbustiva não apenas oferece sombreamento, mas também facilita a disponibilidade de matéria orgânica e proteção contra o vento a diversas espécies associadas, incluindo orquídeas [38]. Em contraste, no geoambiente de CRAB, *S. liliastrum* e outras espécies se desenvolvem em fissuras do afloramento de canga, onde as condições ambientais, como solo raso, alta incidência de luminosidade e temperatura elevadas tornam o estabelecimento e desenvolvimento das plantas mais desafiadores [14].

As espécies, quando submetidas a condições limitantes ao seu desenvolvimento, apresentam adaptações morfológicas e fisiológicas [37]. A ausência de diferenças significativas em altura, número de agrupamentos e número de indivíduos (*C. discolor*) analisadas entre as populações de *C. discolor* e *S. liliastrum* nos dois geoambientes sugere que essas espécies possuem uma flexibilidade de crescimento, adaptando-se de maneira eficaz nos dois geoambientes. Essa adaptabilidade é uma característica proeminente de representantes da família Orchidaceae, que desenvolvem mecanismos morfológicos e funcionais que conferem a possibilidade de se ajustarem às condições edafoclimáticas específicas, como as do CRF. Essas

adaptações, conforme evidenciadas em trabalhos anteriores [37][39][40], são uma prova do caráter versátil e resiliente da família em face das variações ambientais.

A análise da estrutura populacional das espécies nativas que ocorrem nos diferentes gradientes geoambientais do CRF é particularmente relevante, considerando o avanço da mineração nessas áreas. Porém, estudos voltados a esse tema ainda são limitados. Os componentes não madeireiros, sobretudo espécies ornamentais, são negligenciados em processos de valoração ambiental nessas áreas. Gerar informações sobre os aspectos ecológicos é de suma importância para subsidiar estratégias de conservação. Além disso, os dados levantados sobre *C. discolor* e *S. liliastrum*, que apresentam valor de mercado consolidado nacionalmente [4], podem ser aplicados na metodologia para valoração de produtos não madeireiros estabelecida na Instrução Normativa ICMBIO n° 8/2021, para que haja um aumento nos valores indenizatórios para as futuras áreas de supressão vegetal do CRF da FLONA de Carajás.

Conclusão

A estrutura populacional de *Catasetum discolor* e *Sobralia liliastrum* apresenta respostas distintas aos gradientes geoambientais do CRF da FLONA de Carajás, evidenciando suas estratégias ecofisiológicas e interações com o ambiente. Enquanto *C. discolor* demonstrou maior aptidão para se estabelecer em áreas abertas provavelmente devido à sua elevada eficiência hídrica e resistência à radiação solar, *S. liliastrum* apresentou maior distribuição populacional em formações arbustivas, possivelmente devido aos processos de facilitação ecológica promovidos pela vegetação arbustiva.

Os dados obtidos neste estudo destacam a importância de compreender as dinâmicas populacionais das espécies em ecossistemas ferruginosos, para subsidiar ações de manejo e conservação. Além disso, as informações ecológicas geradas podem ser incorporadas em metodologias de valoração ambiental, subsidiando a elaboração de estratégias mais robustas e o aprimoramento da metodologia, especialmente em áreas sujeitas a atividades minerárias, como o CRF da FLONA de Carajás.

Agradecimentos

Ao NGI ICMBio Carajás e à Funtec/DF, pelo financiamento do projeto de pesquisa. Ao PIBIC ICMBio, por oportunizar o desenvolvimento científico e formação de especialistas nas unidades de conservação brasileiras.

Referências

1. Giulietti AM, Giannini TC, Mota NFO, Watanabe MTC, Viana PL, Pastore M, et al. Edaphic Endemism in the Amazon: Vascular Plants of the canga of Carajás, Brazil. Bot Rev. [Internet]. Outubro de 2019 [citado em 08 de janeiro de 2025]; 85(4):357–83. DOI: https://doi.org/10.1007/s12229-019-09214-x.

2. Porto ML, Silva MFF da. Tipos de vegetação metalófila em áreas da serra de Carajás e de Minas Gerais, Brasil. Acta Bot Bras. [Internet]. Dezembro de 1989 [citado em 08 de janeiro de 2025]; 3:13–21. DOI: https://doi.org/10.1590/S0102-33061989000200002.

3. Santana ACD, Salomão RP, Santana ÁLD, Castilho AF, Gomes SC. O valor econômico da savana metalófita da Floresta Nacional de Carajás, estado do Pará: uma contribuição teórica e metodológica. Rev Teor E Evidência Econômica. [Internet]. Setembro de 2017 [citado em 27 de março de 2023]; 23(48). DOI: https://doi.org/10.5335/rtee.v23i48.7358.

4. Sousa RP da S, Costa WS, Matos P e S, Carvalho AS, Martins FD, Torres KR. Ornamental potential of species from the ferruginous Campo rupestre of the Carajás National Forest, Brazilian Amazon. Comun Sci. [Internet]. Dezembro de 2020 [citado em 29 de agosto de 2024];12:e3260. DOI: https://doi.org/10.14295/cs.v12.3260.

5. Martins FD, Kamino LHY, Ribeiro KT. Projetos cenários: Conservação dos campos ferruginosos diante da mineração em Carajás. 1.ed. Tubarão-SC: Copiart; 2018. 467 p.

6. Nascimento D da CB, Rosa DLS, Soares EM, Neves ASS, Paula MV da S. Mineralogical characteristics and applications of iron ore from the mineral province of Carajás: a review. RSD [Internet]. Junho de 2022 [citado em 10 de setembro de 2024]; 11(7):e59811730254. DOI: https://doi.org/10.33448/rsd-v11i7.30254.

7. Chaves P, Ferreira L. O efeito da sazonalidade da precipitação na florística e na estrutura da regeneração natural dos campos rupestres da Serra Norte de Carajás, Pará, Brasil. bcnaturais [Internet]. Abril de 2017 [citado em 10 de setembro de 2024]; 11(1):103-16. DOI: http://dx.doi.org/10.46357/bcnaturais.v11i1.463.

CC BY NC ND

8. Gumier-Costa F, Esteves E, Martins F, Staeve P. O avanço da mineração na Floresta Nacional de Carajás, Pará versus a conservação do ecossistema de Canga. Rev Não Vale. [Internet]. Abril de 2013 [citado em 22 de junho de 2024]; 1:22-42. Disponível em: [Revista] Não Vale - edição IV - Justiça nos Trilhos.

9. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade – ICMBio. Plano de Manejo da Floresta Nacional de Carajás: Volume I – Diagnóstico. Brasília; ICMBio, 2016.[citado em 10 de agosto de 2024]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/amazonia/lista-de cs/flonadecarajas/arquivos/dcom_icmbio_plano_de_manejo_flona_carajas_volume_i.pdf/view

10. Alvarenga LJ, Carmo FF, Kamino LHY. Uma compensação que não compensa: o caso dos Campos Ferruginosos associados à Mata Atlântica em Minas Gerais. Rev Magister Dir Ambient Urb [Internet]. Agosto de 2022 [citado em 22 de junho de 2024]; 103:5-21. Disponível em: Revista Magister de Direito Ambiental e Urbanístico - Biblioteca - Poder Judiciário de Santa Catarina

11. Ministério do Meio Ambiente. Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza – SNUC (Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000) [Internet]. Brasília (DF); 2002[citado em 23 de junho de 2024]. Disponível em: L9985https://www.planalto.gov.br/ccivil_03/LEIS/L9985.htm

12. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Instrução Normativa nº 8/2021/GABIN/ICMBio, de 28 de setembro de 2021. Estabelece os procedimentos para emissão de Anuência para Autorização de Supressão de Vegetação nas atividades sujeitas ao licenciamento ambiental e para emissão de Autorização de Supressão de Vegetação nas atividades não sujeitas ao licenciamento ambiental [Internet]. Brasília (DF): 2021 [citado em 10 agosto 2024]. Disponível em: InstruoNormativa8.pdf

13. Fernandes GW, Barbosa NPU, Negreiros D, Paglia AP. Challenges for the conservation of vanishing megadiverse rupestrian grasslands. Nat Conserv [Internet]. Novembro de 2014 [citado em 10 de agosto de 2024]; 2(12), 162-165. DOI: https://doi.org/10.1016/j.ncon.2014.08.003

14.Carmo FF do, Kamino LHY. Geossistemas Ferruginosos do Brasil: áreas prioritárias para conservação da diversidade geológica e biológica, patrimônio cultural e serviços ambientais [Internet]. Belo Horizonte: 3i editora; 2015 [citado em 10 de agosto de 2024]. p. 77-102. Disponível em: https://repositorio.icmbio.gov.br/handle/cecav/367

15. Carmo FF do, Jacobi CM. A vegetação de canga no Quadrilátero Ferrífero, Minas Gerais: caracterização e contexto fitogeográfico. Rodriguésia [Internet]. Setembro de 2013 [citado em 11 de setembro de 2024]; 64(3):527-41. DOI: https://doi.org/10.1590/S2175-78602013000300005

16. da Costa ACG, Vasconcelos LV, de Lima CT, Caldeira CF, Zappi DC, Giulietti AM, Watanabe MTC. Reproductive phenology of critical native plant species for mineland restoration in the eastern Amazon. Plant Species Biol [Internet]. Maio de 2023 [citado em 11 Set 2024]; 38(3):131-43. DOI: https://doi.org/10.1111/1442-1984.12406

17. Santos GC. Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em campos rupestres quartzíticos e ferruginosos da Serra do Espinhaço [Dissertação Mestrado]. Diamantina: Universidade Federal dos Vales do Jequitinhonha e Mucuri; 2016 [citado em 11 de setembro de 2024]. 67 f. Disponível em: Comunidade de fungos micorrízicos arbusculares em campos rupestres quartzíticos e ferruginosos da Serra do Espinhaço

18. Koch AK, Miranda JC, Hall CF. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: Orchidaceae. Rodriguésia [Internet]. Março de 2018 [citado em 10 Set 2024]; 69(1):165-88. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2175-7860201869115

19. Martins PS. Estrutura populacional, fluxo gênico e conservação in situ. Ipef [Internet]. Abril de 1987 [citado em 10 de setembro 2024]; 35:71-8. Disponível em: https://www.ipef.br/publicacoes/scientia/nr35/cap05.pdf

20. Souza, E. E. O. Produtos florestais não-madeireiros da vegetação de canga: possíveis contribuições para conservação. [Trabalho de Conclusão de Curso]. Brasília: Universidade de Brasília; 2015 [citado em 12 de setembro de 2024]. 114f. Disponível em: http://bdm.unb.br/handle/10483/12648

21. Silva MFF, Secco RS, Lobo MGA. Aspectos ecológicos da vegetação rupestre da Serra dos Carajás, Estado do Pará, Brasil. Acta Amaz [Internet]. Março de 1996 [citado em 10 de setembro de 2024]. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1809-43921996261044

22. Giannini TC, Acosta AL, Costa WF, Miranda L, Pinto CE, Watanabe MTC, et al. Flora of ferruginous outcrops under climate change: a study in the Cangas of Carajás (Eastern Amazon). Front Plant Sci [Internet]. Setembro de 2021 [citado em 10 de setembro de 2024]; 12:699034. Disponível em: https://pubmed.ncbi.nlm.nih.gov/34557210/. DOI: https://doi.org/10.3389/fpls.2021.699034

23. Mota NFO, Watanabe MTC, Zappi DV, Hiura AL, Pallos J, Viveros RS, et al. Cangas da Amazônia: a vegetação única de Carajás evidenciada pela lista de fanerógamas. Rodriguésia [Internet]. Julho de 2018 [citado em 11 de setembro de 2024]; 69(3):1435-88. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2175-7860201869336.

24. Viana PL, Mota NFO, Gil ASB, Salino A, Zappi DC, Harley RM, et al. Flora das cangas da Serra dos Carajás, Pará, Brasil: história, área de estudos e metodologia. Rodriguésia [Internet]. 2016 [citado em 12 de setembro de 2024]; 67(5 spe):1107-24. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2175-7860201667501

25. Pires JM, Prance GT. The vegetation types of the Brazilian Amazon. Em: Amazonia: Key Environments. New York: Pergamon Press [Internet]. Janeiro de 1985 [citado em 11 de setembro de 2024]. p. 109-45. Disponível em: http://cienciaecultura.bvs.br/scieloOrg/php/reflinks.php?refpid=S000967252007000300013000006&lng=en&pid=S0009-67252007000300013

26. Silva MC, Secco RD, Lobo MD. Aspectos ecológicos da vegetação rupestre da Serra dos Carajás, Estado do Pará, Brasil. Acta Amaz. [Internet]. 1996 [citado em 11 de setembro de 2024]; 26:17-44. Disponível em: https://doi.org/10.1590/1809-43921996261044

27. Nunes JA, Schaefer CEGR, Júnior WGF, Neri AV, Correa GR, Enright NJ. Soil-vegetation relationships on a banded ironstone 'island', Carajás Plateau, Brazilian Eastern Amazonia. Anais Acad Bras Cienc [Internet]. Outubro de 2015 [citado em 20 de setembro de 2024]; 87:2097-110. Disponível em: https://doi.org/10.1590/0001-376520152014-0106

28. Silveira FAO, Negreiros D, Barbosa NPU, Buisson E, Carmo FF, Carstensen DW, et al. Ecology and evolution of plant diversity in the endangered campo rupestre: a neglected conservation priority. Plant Soil [Internet]. Agosto de 2016 [citado em 20 de setembro 2024]; 403(1/2):129-52. Disponível em: https://link.springer.com/article/10.1007/s11104-015-2637-8#citeas. DOI: https://doi.org/10.1007/s11104-015-2637-8

29. Barros F de. Diversidade taxonômica e distribuição geográfica das Orchidaceae brasileiras. Acta Bot Bras [Internet]. Julho de 1990 [citado em 20 de setembro 2024]; 4(1):177-87. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S0102-33061990000100013

30. Machnicki-Reis M, et al. O gênero Catasetum Rich. ex Kunth (Orchidaceae, Catasetinae) no Estado do Paraná, Brasil. Hoehnea [Internet]. 2015 [citado em 11 de setembro de 2024]; 42(1):185-94. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2236-8906-44/2014.

31. Sistema da Informação sobre a Biodiversidade Brasileira (SiBBr). Disponível em: < Catasetum discolor | SiBBr >. Acesso em 16 de janeiro de 25.

32. CNCFlora. Sobralia liliastrum in Lista Vermelha da flora brasileira versão 2012.2 Centro Nacional de Conservação da Flora. Disponível em: https://proflora.jbrj.gov.br/html/Sobralia%20liliastrum_2012.html. Acesso em 16 janeiro 2025.

33. Angiosperm Phylogeny Group. An update of the Angiosperm Phylogeny Group classification for the orders and families of flowering plants: APG IV. Botanical Journal of the Linnean Society. 2016 [citado em 16 de janeiro de 2025];181(1):1-20. doi:10.1111/boj.12385

34. Fraga CN de, Peixoto AL. Florística e ecologia das Orchidaceae das restingas do estado do Espírito Santo. Rodriguésia [Internet]. Janeiro de 2004 [citado em 11 de setembro de 2024];55(84):5-20. Disponível em: https://doi.org/10.1590/2175-78602004558401.

35. Silva MFF da, Silva JB da. Orquídeas nativas da Amazônia Brasileira. [Internet]. 2. ed. Belém: Museu Paraense Emílio Goeldi; 2010 [citado em 11 de setembro de 2024]. Disponível em: https://repositorio.museu-goeldi.br/handle/mgoeldi/1500.pdf

36. Cardoso JC. Levantamento de espécies da família Orchidaceae em Botucatu: potencial ornamental e cultivo. Hortic Bras [Internet]. Janeiro de 2014; 32(1):7-13. [citado em 12 de setembro de 2024]. Disponível em: https://doi.org/10.1590/s0102-05362014000100002.

37. Oliveira V del C, Sajo MG. Anatomia foliar de espécies epífitas de Orchidaceae. Braz J Bot [Internet]. Dezembro de 1999 [citado em 12 de setembro de 2024]; 22(3):365-74. Disponível em: https://doi.org/10.1590/S0100-84041999000300003.

38. Jacobi CM, Carmo FF, Vincent RC. Estudo fitossociológico de uma comunidade vegetal sobre canga como subsídio para a reabilitação de áreas mineradas no quadrilátero ferrífero, MG. Rev Árvore [Internet]. 2008 [citado em 12 de setembro de 2024]; 32(2):345-53. Disponível em: http://www.bibliotecaflorestal.ufv.br/handle/123456789/11221

39. Benzing D, Friedman W. Mycotrophy: its occurrence and possible significance among epiphytic Orchidaceae. Selbyana [Internet]. Agosto de1981[citado em 12 de setembro de 2024]; 5(3/4):243-7]. Disponível em: https://journals.flvc.org/selbyana/article/view/119735.

40. Claudino LO. Estudo da diversidade genética em Cattleya forbesii Lindl. (Orchidaceae), propagadas in vitro, utilizando isoenzimas. [Dissertação de Mestrado]. Maringá: Universidade Estadual de Maringá; 2011. 68 f. Disponível em: http://repositorio.uem.br:8080/jspui/hándle/1/1391

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

CC BY NC ND

(Re)Conexão florestal no arco do desmatamento da Amazônia: diretrizes para a consolidação do Corredor Carajás/Bacajá, Pará

Luis Filipe Antunes de Lima[1]
https://orcid.org/0009-0003-1923-5344
*Contato principal

Wendelo Silva Costa[1]
https://orcid.org/0000-0001-8349-1666

Gabriel Gomes Caldeira[2]
https://orcid.org/0000-0003-3148-3685

Andréa Siqueira Carvalho[3]
https://orcid.org/0000-0002-9019-881X

André Luis Macedo Vieira[1]
https://orcid.org/0000-0001-5133-0809

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Núcleo de Gestão Integrada de Carajás/NGI de Carajás, Parauapebas/PA, Brasil. <luis.lima.terceirizado@icmbio.gov.br, wendelo.costa@icmbio.gov.br, andre.macedo@icmbio.gov.br>.

[2] Pontifícia Universidade Católica de Minas Gerais/PUC Minas, Belo Horizonte/MG, Brasil. <profgabrielcaldeira@gmail.com>.

[3] Universidade Federal de Minas Gerais/UFMG, Belo Horizonte/MG, Brasil. < andreasicarvalho@hotmail.com>

Recebido em 15/09/2024 - Aceito em 26/12/2024

Como citar:

Lima LFA, Costa WS, Caldeira GG, Carvalho AS, Vieira ALM. (Re)Conexão florestal no arco do desmatamento da Amazônia: diretrizes para a consolidação do Corredor Carajás/Bacajá, Pará. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 222-232. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2692

Palavras-chave: Corredor ecológico; Reserva Biológica do Tapirapé; Mosaico Carajás; Terra Indígena Trincheira Bacajá.

RESUMO – Devido ao desmatamento e às alterações no uso e cobertura da terra, o mosaico de áreas protegidas de Carajás, composto por seis unidades de conservação e uma terra indígena, vêm ficando cada vez mais isolado de outros grandes fragmentos florestais em seu entorno. Nesse contexto, o estabelecimento de formas de promover a conectividade da paisagem é algo fundamental para a manutenção do equilíbrio dos ecossistemas locais, principalmente a médio e longo prazo. O objetivo principal deste trabalho é estabelecer diretrizes para auxiliar o processo de implementação de corredor ecológico entre o mosaico de Carajás e a Terra Indígena Trincheira Bacajá, tida como uma das áreas de maior abrangência de floresta contínua nas adjacências do mosaico. Para tanto, acompanhamos as ações desenvolvidas pelo grupo de trabalho atrelado ao ICMBio NGI Carajás que se dedica ao projeto do corredor ecológico. Em fevereiro de 2023, acompanhamos o grupo composto por diferentes órgãos atuantes no território, levantando informações, expectativas e ações propostas pelos órgãos. Com esse material em mãos, junto ao levantamento teórico sobre a temática, foram estabelecidas 21 diretrizes para o projeto. As diretrizes elaboradas consolidam o que se julga ser necessário para que a implantação e a gestão do Corredor Carajás/Bacajá possa seguir em conformidade com o que se espera para a estrutura. Além do uso local, compreende-se que este trabalho pode contribuir com outras propostas de conectividade em contextos socioambientais semelhantes.

CC BY NC ND

Fragmentation and (re)connection in the Amazon deforestation arc: guidelines for the consolidation of the Carajás/Bacajá Corridor, Pará

Keywords: Ecological corridor; Tapirapé Biological Reserve; Carajás Mosaic; Trincheira Bacajá Indigenous Land.

ABSTRACT – Due to deforestation and changes in land use and cover, the mosaic of protected areas in Carajás, composed of six conservation units and an indigenous land, has become increasingly isolated from other large forest fragments in its surroundings. Therefore, establishing ways to promote landscape connectivity is essential for maintaining the balance of local ecosystems, especially in the medium and long term. The main objective of this work is to establish guidelines to support the implementation of an ecological corridor between the Carajás Mosaic and the Trincheira Bacajá Indigenous Land, considered one of the largest areas of continuous forest in the vicinity of the Mosaic. To this end, we monitored the work carried out by the Working Group linked to ICMBio NGI Carajás, dedicated to the Ecological Corridor Project. In February 2023, we accompanied the group composed of different agencies operating in the territory, gathering information, expectations, and actions proposed by the agencies. With this material in hand, along with the theoretical survey on the topic, 21 guidelines for the Project were established. The guidelines drawn up consolidate what is deemed necessary so that the implementation and management of the Carajás/Bacajá Corridor can continue in accordance with what is expected for the structure. In addition to local use, it is understood that this work can contribute to other connectivity proposals in similar socio-environmental contexts.

Análisis de los patrones de uso de la tierra en Florestas Públicas no destinadas: un estudio de caso en el corredor Carajás/Bacajá, Pará

Palabras clave: Corredor ecológico; Reserva Biológica del Tapirapé; Mosaico Carajás; Tierra Indígena Trincheira Bacajá.

RESUMEN – Debido a la deforestación y a las alteraciones en el uso y la cobertura de la tierra, el mosaico de Áreas Protegidas de Carajás, compuesto por seis unidades de conservación y una tierra indígena, ha quedado cada vez más aislado de otros grandes fragmentos forestales en su entorno. De esta manera, el establecimiento de formas de promover la conectividad del paisaje es fundamental para mantener el equilibrio de los ecosistemas locales, especialmente a medio y largo plazo. El objetivo principal de este trabajo es establecer directrices para apoyar el proceso de implementación de un Corredor Ecológico entre el Mosaico Carajás y la Tierra Indígena Trincheira Bacajá, considerada una de las áreas de mayor extensión de bosque continuo en las proximidades del mosaico. Para ello, seguimos el trabajo desarrollado por el Grupo de Trabajo vinculado al ICMBio NGI Carajás, que se dedica al proyecto del corredor ecológico. En febrero de 2023, acompañamos al grupo compuesto por diferentes organismos que operan en el territorio, recopilando información, expectativas y acciones propuestas por los organismos. Con este material en mano, junto con el levantamiento teórico sobre la temática, se establecieron las directrices para el proyecto. Los lineamientos elaborados consolidan lo que se considera necesario para que la implementación y gestión del Corredor Carajás/Bacajá pueda continuar de acuerdo con lo previsto para la estructura. Además del uso local, se entiende que este trabajo puede contribuir a otras propuestas de conectividad en contextos socioambientales similares.

Introdução

Muito antes de 1500, os povos indígenas já desbravavam, ocupavam e modificavam a região por onde hoje se estende a Amazônia, a maior floresta tropical do planeta [1]. Parte desses povos possuíam a capacidade de alterar características naturais do meio ambiente para garantir as condições necessárias para a produção de alimentos através da agricultura, mas, para isso, não era necessário que causassem grandes impactos aos ecossistemas em que estavam inseridos [2]. Por outro lado, ao considerarmos os processos mais recentes de ocupação na região, o cenário é o oposto, na maioria das vezes, o "desenvolvimento" vem acompanhado de destruição ambiental e do crescimento da desigualdade social [3]. Os índices de desmatamento são um dos exemplos que demonstram como essa região tem sofrido com a antropização, que deixa marcas de devastação cada vez mais severas [4].

CC BY NC ND

Frente a esse quadro, como uma das propostas para mitigar os impactos socioambientais observados no território nacional, o Estado brasileiro buscou fortalecer políticas públicas de criação e gestão de áreas protegidas (APs) [5][6]. Atualmente, considerando apenas a Amazônia, existem 129 unidades de conservação (UCs) federais criadas, equivalendo a 64.403.518 ha [7]. Esse quantitativo deve ser somado ainda às terras indígenas (TIs) e UCs estaduais e municipais, que trazem um aumento expressivo na abrangência dessas áreas. Entretanto, mesmo com todos os avanços obtidos ao longo das últimas décadas, por si só, essas iniciativas têm apresentado limitações enquanto estratégia de conservação ou preservação dos ecossistemas naturais [8].

Dentre as problemáticas ambientais da atualidade, a fragmentação da paisagem é algo que merece destaque [9]. A ruptura na continuidade da vegetação nativa coloca em risco a manutenção de diversos elementos ecossistêmicos. A exemplo, podem ser citados: a potencialização de processos erosivos, o assoreamento de corpos hídricos, a diminuição de *habitat* para a fauna e a flora, a perda de espécies endêmicas, a limitação ou inviabilização do fluxo gênico entre espécies nativas e outros impactos [10].

Considerando o aumento das áreas fragmentadas por todo o globo, uma das alternativas elencadas para a mitigação dos impactos desse processo é a criação de corredores ecológicos [11][12], que servem como uma estratégia complementar às APs [13]. Essas estruturas podem ser entendidas como áreas que interligam fragmentos de vegetação nativa e a principal justificativa para sua criação ou conservação é a possibilidade de facilitar a troca genética entre espécies da fauna e da flora de determinada região. De forma paralela, os corredores fortalecem a integridade dos ecossistemas e dos elementos que os compõem, como os corpos hídricos, por exemplo [14].

Inserido em meio ao arco do desmatamento na Amazônia Oriental, no sudeste paraense, em um contexto de isolamento florestal e inúmeros conflitos socioambientais, encontra-se o mosaico de Áreas Protegidas de Carajás [15]. A conversão de áreas nativas na região há muito é uma preocupação para a conservação das UCs, mesmo quando as ações ocorrem foram delas. O receio dos impactos advindos desse processo levou à inserção de uma proposta de corredor ecológico no plano de manejo da Reserva Biológica (REBIO) do Tapirapé [16], mas, por questões burocráticas, a solicitação não foi oficializada. Hoje, após quase duas décadas, a abertura de pastagem e outras ações antrópicas destruíram grandes parte da floresta que existia no entorno da unidade, limitando muito as áreas de conectividade e aumentando o isolamento do mosaico Carajás. Dessa forma, o crescimento exponencial do desmatamento na região, enfatizou a importância de se efetivar um corredor ecológico [15].

A Lei n. 9.985 de 18 de julho de 2000 (SNUC), e o Decreto n. 4.340 de 22 de agosto de 2002 [17][18], fornecem o aporte legal para a criação de corredores ecológicos no Brasil, ao menos aqueles atrelados às UCs. No entanto, observa-se que há limitações teóricas, práticas e até legislativas para efetivação dessas estruturas de conectividade [19]. No entanto, apesar das limitações, Cases e Planamaz (2007) [20] destacaram a existência de 25 projetos de corredores ecológicos no Brasil, todos atrelados à ações governamentais, sendo propostos ou geridos por entidades componentes do Sistema Nacional de Meio Ambiente.

Avaliando as metodologias adotadas na construção de projetos de corredores entre a década de 1990, e os trabalhos mais atuais, verifica-se que há mudanças expressivas no processo metodológico adotado. Trabalhos como o de Gonçalves, dos Passos, dos Santos Galvanin (2024), Jales (2013), Santos (2017) [21][22][23], exemplificam essas mudanças, demonstrando as potencialidades da aplicação da modelagem de informações espaciais para a identificação de áreas com maior potencial para compor a delimitação inicial de polígonos de corredores ecológicos. Já sobre a implementação e gestão dessas estruturas, compreende-se que é necessário que sejam desenvolvidas e disseminadas pesquisas capazes de fornecer os subsídios necessários para que as propostas "saiam do papel" ou da tela dos computadores [24].

Dado o contexto complexo e os entraves conceituais e metodológicos para implementação de corredores ecológicos no Brasil, somando-se as observações práticas ao longo do processo de construção do Corredor Carajás/Bacajá, considerou-se ser fundamental que existam diretrizes capazes de contribuir com a tomada de decisões no âmbito do projeto. As diretrizes são compreendidas aqui como ferramentas capazes de fornecer aquilo que se faz necessário para que o projeto siga alinhado com as bases sob as quais se edificam os resultados que se espera alcançar [25]. Dessa forma, torna-se possível seguir em acordo com as expectativas e anseios dos atores que fazem parte da construção da proposta, e, principalmente, daqueles que se encontram inseridos no território.

Conforme aponta Bennet (1998) [26], aspectos sociais, culturais e políticos em um projeto de

promoção de conectividade podem ser tão relevantes quanto os aspectos ecológicos. Assim, considerando a escassez de trabalhos que apresentem esse tipo proposta, expõem-se aqui o processo percorrido e os resultados alcançados na construção das diretrizes que norteiam o Corredor Carajás/Bacajá. Em posse dos produtos obtidos, compreendeu-se que, apesar das especificidades intrínsecas a cada região, bioma ou territorialidade, as diretrizes construídas podem auxiliar ou servir de subsídio para trabalhos similares por toda a Amazônia, e mesmo para outras realidades do território nacional.

Material e Métodos

Para elaboração das diretrizes foi necessário realizar três etapas preliminares que consistiam na participação coletiva dos atores envolvidos do projeto Corredor Carajás/Bacajá: (1) trabalho de campo; (2) diagnostico rápido participativo e; (3) uma oficina com os atores envolvidos no projeto Corredor Carajás/Bacajá. Posteriormente, foi realizada a proposição das diretrizes baseadas nas etapas preliminares participativas.

Trabalho de Campo

O trabalho de campo foi realizado no noroeste do mosaico de UCs de Carajás, mais especificamente na área entre a Floresta Nacional do Tapirapé-Aquiri, a REBIO do Tapirapé e a Terra Indígena Trincheira Bacajá. Uma equipe com 14 pessoas visitou a área de estudo numa perspectiva de obtenção de informações relevantes para compor a leitura individual e coletiva sobre o território. Foram visitados projetos de assentamento, propriedades rurais e pequenas vilas e a poção sul da TI Trincheira Bacajá. A imagem abaixo apresenta traz os pontos visitados e o percurso da expedição técnica.

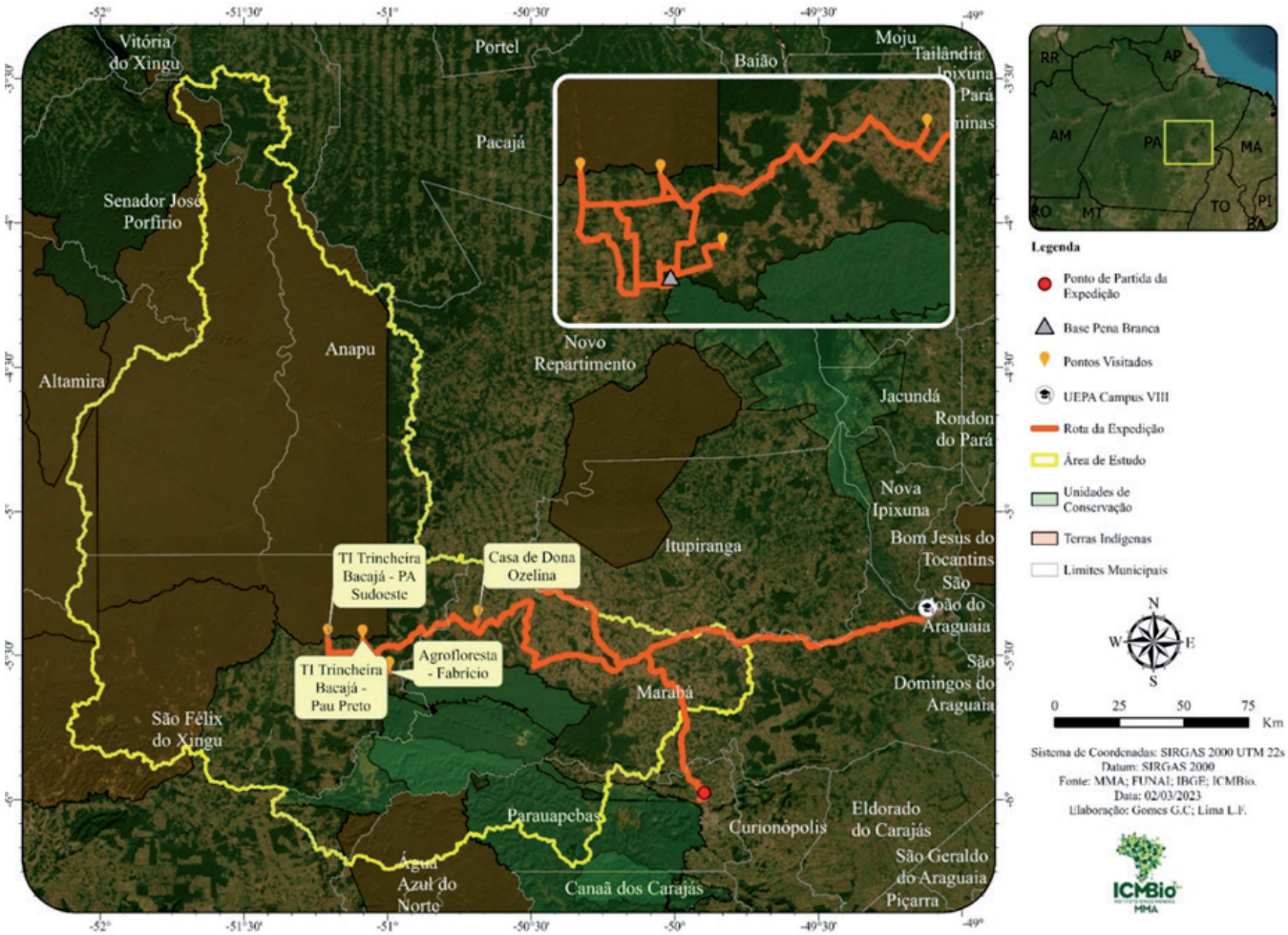


Figura 1 – Apresentação do caminho percorrido na expedição técnica (2023).

Diagnóstico rápido participativo (chuva de ideias)

A primeira etapa da construção das diretrizes para o projeto do Corredor Carajás/Bacajá foi a realização de uma "chuva de ideias", que consistiu na distribuição de tarjetas e canetas para 14 representantes de instituições ou coletivos atrelados ao projeto: técnicos de órgãos ambientais, uma liderança local que atua na rede pública de educação básica e representantes de universidades parceiras. A esses, foi solicitado que respondessem à seguinte pergunta: "O que devemos pensar para a construção do Corredor Carajás/Bacajá?". Essas respostas foram lidas e discutidas entre o coletivo, e a partir dos resultados, foram criados eixos temáticos (Material Suplementar 1) para nortear a etapa posterior do trabalho: a Oficina Técnica para o levantamento de ações prioritárias necessárias para o Projeto.

Oficina técnica

A oficina técnica foi realizada para gerar subsídios metodológicos e para o compartilhamento de experiências capazes de auxiliar a tomada de decisões no projeto, através da construção coletiva de ações prioritárias. Na ocasião, inicialmente, foram validados os eixos propostos na atividade anterior, com a aceitação e as devidas considerações, foi solicitado que os presentes se dividissem em grupos, de acordo com a instituição que representavam. Cada grupo elaborou as ações que consideravam serem importantes para a criação e gestão do Corredor. Em uma segunda etapa da oficina, cada grupo apresentou suas respectivas propostas, tendo oportunidade de discorrer sobre a motivação e a relevância das propostas. Na última etapa, coletivamente, de acordo com a urgência atribuída às ações, foi realizada a categorização das mesmas em três seguimentos de priorização: muito alto, alto e média (Material Suplementar 2).

Diretrizes para o Corredor Carajás/Bacajá

A elaboração das diretrizes foi estruturada a partir de: (1) ações prioritárias do Corredor Carajás/Bacajá; (2) apontamentos realizados ao longo da oficina técnica; e (3) adaptações na metodologia de Cases e Planamaz (2007) [20] relacionadas às etapas de implementação de corredores ecológicos. As diretrizes foram classificadas nas seguintes etapas: (1) proposição; (2) planejamento; (3) implantação e gestão; e (4) avaliação e monitoramento. Cada uma das diretrizes foi apresentada e devidamente validada, em conjunto, a equipe técnica do Núcleo de Gestão Integrada do ICMBio Carajás (NGI Carajás), foi feita a leitura e discussão de cada um dos pontos, passando por refinamento, quando necessário. Após essa etapa, todas as diretrizes foram apresentadas e avaliadas junto aos demais membros do projeto, que também trouxeram suas contribuições.

Resultados

Foram estruturadas 21 diretrizes, distribuídas nas seguintes etapas: proposição (48%, n = 10); planejamento (24%, n = 06); implantação/gestão (19%, n = 04), e avaliação e monitoramento (09%, N = 02). Observamos também que 16 diretrizes são comuns a pelo menos duas fases do processo de implementação (Tabela 1; Figura 1).

Tabela 1 – Diretrizes para o projeto Corredor Carajás/Bacajá. (*) Diretrizes comuns para mais de uma etapa do processo.

	Proposição
1	A definição das metodologias utilizadas ao longo do projeto deve ser estabelecida em acordo com a finalidade, escala de abrangência e tipo de estrutura implementada para promoção de conectividade.
2	Deve ser realizado um mapeamento dos diferentes atores e iniciativas existentes no território com objetivos correlatos ao projeto, para subsidiar a cooperação na execução das ações e a estrutura de governança do corredor ecológico.
3	A participação social dos diferentes atores do território relacionado ao projeto de conectividade deve ser estimulada ao longo de todas as fases do projeto.*
4	Deve ser assegurado uso de uma linguagem adequada para a compreensão dos sujeitos evolvidos.*
5	A proposição de corredores ecológicos deve ser atrelada aos limites de baciais hidrográficas e às legislações ambientais vigentes, a nível federal, estadual e municipal.
6	Na ausência de instrução normativa federal, estadual ou municipal, a elaboração do traçado do corredor ecológico deve ser embasada em técnicas atuais e participativas, através de metodologias consolidadas cientificamente (sempre que possível).
7	Para a definição do perímetro de abrangência de um corredor ecológico, devem ser avaliados os aspectos físicos, biológicos, sociais, econômicos e culturais da área direta ou indiretamente afetada pela estrutura.
8	Os estudos realizados devem ser devidamente registados, de forma a possibilitar, posteriormente, uma análise da situação do território antes e após a implementação do corredor.*

9	O refinamento do traçado do corredor ecológico deve ser composto por dados e informações advindas de estudos *in loco*.
10	Deve ser estimulado o pagamento por serviços ambientais para os proprietários de áreas inseridas total ou parcialmente no perímetro do corredor ecológico, com ênfase para locais que contribuem para a manutenção dos serviços ecossistêmicos na região.*
	Planejamento
11	Na etapa de planejamento deve ser apresentado um plano estratégico, baseado na metodologia dos OKRS (Objectives and Key Results ou Objetivos e Resultados Chave em português), para as ações prioritárias para a implementação do corredor.*
12	O plano estratégico deve viabilizar a atuação conjunta com projetos, ações, sujeitos e entidades que já se inserem ativamente no território.*
13	Devem ser estimuladas experiências de intercâmbio entre os projetos em proposição ou já implantados.*
14	Deve ser estimulada a busca por diferentes fontes de recursos financeiros para execução das atividades planejadas.*
15	A desafetação de áreas privadas deve ser considerada apenas quando não houver possibilidade de compatibilização de usos.
	Implantação/Gestão
16	Deve-se priorizar a contratação de pessoas locais para a execução de atividades relacionadas ao projeto.*
17	A área do corredor ecológico deve ser inserida nos Planos de Proteção Territorial cabíveis. Não havendo essa possibilidade, as entidades envolvidas no projeto devem elaborar um programa a parte com esta finalidade.*
18	As ações de educação ambiental junto à comunidade impactada pela implantação do corredor ecológico deve se dar de forma continuada, fortalecendo a compreensão da relevância da estrutura, as limitações de uso da área e contribuindo para a participação ativa dos sujeitos na gestão.*
19	Nas áreas em que for cabível, deve ser estimulado o desenvolvimento de atividades de geração de renda e segurança alimentar, baseadas na agroecologia.*
	Avaliação e Monitoramento
20	O processo de avaliação dos resultados, monitoramento das ações e replanejamento das atividades do projeto deve ser realizado periodicamente e em conjunto com os atores que compõem a estrutura de governança do corredor ecológico.*
21	Os resultados advindos de pesquisas, assim como o resultado da avaliação/monitoramento devem ser devolvidos à população, incentivando a gestão participativa e a melhoria contínua do projeto.*

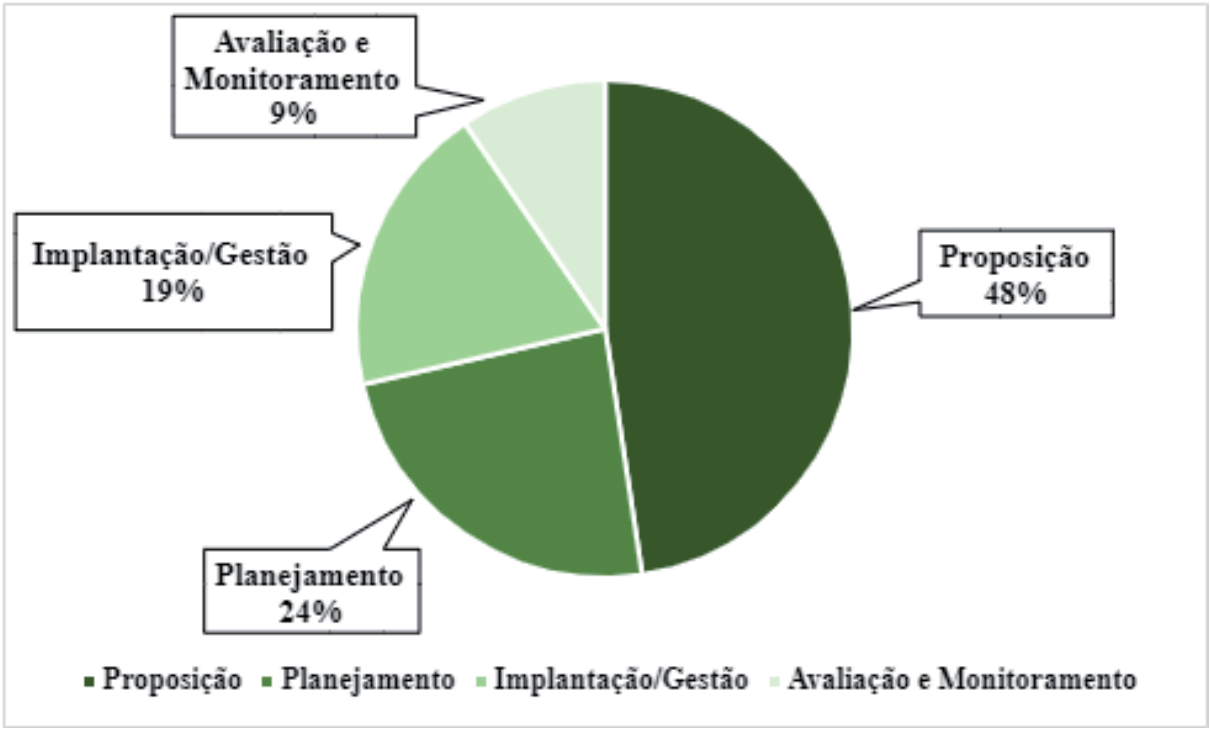


Figura 2 – Distribuição percentual das diretrizes para o projeto Corredor Carajás/Bacajá.

Discussão

A criação de corredores ecológicos, diferentemente da criação de uma UC, não tem grandes subsídios na legislação brasileira [19]. Esse contexto complexifica o estabelecimento de corredores, tornando necessário que cada etapa do projeto seja muito bem pensada. A promoção de conectividade em uma região marcada por contradições socioambientais, como é o sudeste paraense [27], é algo que exigirá tempo e dedicação de todos os que atuam na causa. Assim, acredita-se que, conforme aponta Pinto *et al.* (2014) [28], a divisão do projeto em etapas e o estabelecimento de diretrizes para norteá-las, pode potencializar o sucesso da proposta.

Corredores ecológicos se embasam em estudos de ecologia da paisagem [24]. Nesse sentido, é necessário replicar metodologias consolidadas para definição de uma área de estudo que traga robustez técnico científica para o projeto. Em outra iniciativa de proposição de traçado para promoção de conectividade florestal no entorno de Carajás, Mendonça e Luz (2023) [29] também utilizou uma bacia hidrográfica como área de estudo (Bacia do Rio Negro).

Uma das diretrizes mais importantes é a utilização das bacias hidrográficas como polígonos de base para definição da área de estudo (diretriz 5). As bacias hidrográficas se configuram como unidades territoriais capazes de englobar a análise de aspectos físicos, biológicos, culturais, econômicos e sociais, assim como a interação entre eles [30] – (diretriz 7). A legislação brasileira, através da Política Nacional de Recursos Hídricos (PNRH) define as bacias como unidades a serem adotadas para o planejamento ambiental em todo o território nacional [31][32].

Paralelamente a definição da área de estudo, é fundamental o entendimento da finalidade do projeto de corredor ecológico [33]. A partir dessa informação, torna-se possível seguir com coesão na estruturação metodológica do projeto, assim como indicado na diretriz 1. Propostas para grandes áreas, como a de Ayres *et al.* (2005) [34], ou corredores de menor abrangência, pensados especificamente para a fauna, como no trabalho de Jales (2013) [22], enfatizam a importância de, na proposição, se pensar a metodologia que será aplicada para a construção do traçado dos corredores. No caso do Corredor Carajás/Bacajá, foram desenvolvidos estudos visando a promoção da conectividade estrutural da paisagem [35]. Toda a metodologia foi pensada sob essa premissa, assim, a modelagem de dados ambientais não considerou, por exemplo, as espécies da fauna regional, o foco foi dado aos atributos da paisagem em sí, de forma similar ao que foi feito por Gonçalves *et al.* (2024) [21].

Analisando a elaboração de projetos de corredores, De Oliveira (2023) [36] apresenta a aplicabilidade dos sistemas de informações geográficas enquanto ferramenta para a construção dos traçados e identificação de áreas de maior potencial para promoção de conectividade, assim como proposto na diretriz 6. No entanto, as informações locais são fundamentais para complementação das propostas de conectividade, por isso, considerou-se necessário trazer como uma diretriz a importância dos dados primários para refinamento do traçado e para o desenho de estratégias de governança ao longo do projeto (diretriz 9). Denkewicz *et al*. (2023) [37], destaca que, caso as comunidades inseridas em determinado território sob o qual se pretende implementar um projeto de conservação ambiental não sejam devidamente ouvidas, respeitas e inseridas no processo, a ação do Estado acaba gerando uma série de conflitos ambientais, que, além de impactar a vida da população, coloca em risco o sucesso do projeto. Cases e Planamaz (2007) [20], sobre tal questão, colocam que:

> *"(...) um passo importante foi dado quando se percebeu que o manejo da paisagem em prol da conectividade acontece dentro de um contexto social, econômico e político e que os fatores locais e as considerações socioeconômicas e políticas são tão importantes quanto as ecológicas no desenho e efetividade dos corredores." (Bennet, 1998: 125) [20].*

Frente ao exposto, justifica-se a inserção de diretrizes voltadas especificamente para a participação social no processo de construção do traçado e em todo o projeto de criação e gestão do Corredor Carajás/Bacajá. Sugerindo, inclusive, que todos os materiais atrelados ao projeto sejam desenvolvidos em uma linguagem adequada para o público, respeitando as especificidades de cada um (diretriz 4).

Conhecer e compreender os sujeitos e as especificidades de determinado território é um passo fundamental para o sucesso de um projeto atrelado a conservação ambiental [38]. A diretriz 2 destaca que o mapeamento dos atores sociais é a base para o estabelecimento de um bom diálogo com a população afetada pelo corredor [8], e isso é crucial para o sucesso do projeto (diretriz 2). Compreende-se

então que existe a necessidade de participação social desde o início das ações em prol da promoção de conectividade.

Pensando os corredores ecológicos como áreas que promovem a conectividade da paisagem, caso a legislação ambiental brasileira fosse devidamente cumprida, existiria uma rede de conexão a partir das áreas de preservação permanentes [38]. No caso do Corredor Carajás/Bacajá, o embasamento legislativo, além do novo código florestal [39], deve fundamentar-se também no SNUC [17], por ter como objetivo a conexão entre duas áreas protegidas (diretriz 5). Nesse caso, conforme a legislação vigente, o instrumento para tal proposta deve estar atrelado ao plano de manejo da UC proponente [17].

Sabendo das complexidades que serão enfrentadas ao longo do projeto, não só para obtenção de amparo legal para a estrutura, mas também para outras ações, como o financiamento dos custos necessários para as próximas etapas (diretriz 14), foi inserida como diretriz a estruturação das demandas a partir de um plano estratégico (diretriz 11). Nesse plano devem ser estabelecidos os objetivos e resultados chave do projeto, que segundo Quarti e Zilli (2019) [40], se configura como uma ferramenta fundamental para se alcaçar com êxito o que é esperado. É ressaltado ainda, que na construção do plano estratégico devem ser consideradas as ações, pessoas e entidades que já atuam na região ou em projetos similares, isso, segundo Pinto *et al.* (2014) [28], potencializa a obtenção de um resultado mais satisfatório ao final do processo (diretriz 12; 13).

Considerar as especificidades do território em que se atua, também é fundamental para que um projeto tenha sucesso e uma boa governança [41]. Dentre as ações desenvolvidas pelo Estado no intuito de promover a ocupação da região amazônica, a criação de projetos de assentamento merece destaque [42]. O Corredor Carajás/Bacajá se encontra em uma área cujo entorno é marcado pela presença dessas áreas (Material Suplementar 3), estabelecidas desde a década de 1980, pelo Instituto Nacional de Reforma Agrária. Analisando esse tipo de política, cabe salientar que:

> *"Embora o intuito ideal de um assentamento de reforma agrária seja o de proporcionar um espaço em que as famílias de agricultores possam desenvolver atividades relacionadas à agricultura familiar, gerando renda, a realidade é que essa situação também gera outras vertentes que podem condicionar a uma situação que seja necessário incorporar estratégias de sobrevivência que empreendam ações depredatórias (Vale et al., 2020)." (Farias et al., 2022, p. 97) [43]*

Tendo em vista a região em que o Corredor Carajás/Bacajá está inserido, foram definidas diretrizes voltadas para o fortalecimento econômico, desenvolvimento sustentável e segurança alimentar das famílias residentes em seu perímetro (diretriz 16; 18 e 19). Esses apontamentos se encontram em total conformidade com os objetivos de criação de um corredor ecológico [44], afinal, a natureza que se pretende conservar, é parte do mesmo espaço que a sociedade ocupa, trabalha e sobrevive [45]. A partir dessa premissa, conclui-se que problemáticas sociais e ambientais são questões intrínsecas, e por tanto, sempre que possível, devem ser tratadas de forma concomitante.

Para além das ações que visam a geração de renda, segurança alimentar, incentivo à agroecologia e a busca pelo pagamento por serviços ambientais (diretriz 10), considerou-se ser fundamental o estabelecimento de um plano de fiscalização ambiental para combate a prática de crimes ambientais na área de abrangência do Corredor Carajás/Bacajá (diretriz 17). As ações de órgãos ambientais, como o Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) e o Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA), no âmbito da coerção a crimes ambientais, apresentou resultados positivos no combate ao desmatamento na amazônia [46][47]. A inserção do polígono do corredor em planos de proteção territorial foi um dos pontos cobrados pela população indígena da TI Trincheira Bacajá, uma das mais ameaçadas do Pará [48]. Dessa forma, observa-se mais uma potencialidade atrelada a criação dessa estrutura: o fortalecimento da proteção de terras destinadas aos povos originários e das UCs.

A fase de Avaliação e Monitoramento tem um caráter mais contínuo, considerando que engloba o que se segue após a criação da estrutura. O conjunto de diretrizes exposto nesse artigo engloba pautas de cunho social, ambiental, pedagógico, gestão de projetos e legislativo. Todos esses campos, desenvolvidos ao longo da proposição, planejamento e implantação do Corredor, geram subsídios para seu monitoramento e para sua reestruturação, em acordo com as demandas que surgirem no processo, possibilitando, assim, a melhoria contínua do projeto [41] e a comprovação ou não de sua eficácia.

As diretrizes 20 e 21 ressaltam a importância de se trabalhar os resultados alcançados na busca pela promoção de conectivade, tanto no âmbito da conservação ambiental e desenvolvimento social, quanto na avaliação da área enquanto ponto de passagem para a fauna [8]. Essas diretrizes reforçam ainda o que mais se presa nesse projeto, que é construir coletivamente a busca pela manutenção dos ecossistemas. Acredita-se que só assim será possível superar a triste realidade socioambiental que se faz presente no arco do desmatamento da Amazônia Oriental e em grande parte do território nacional [49]. O caminho que se pretende trilhar, a partir desses tópicos norteadores, é demonstrar que, apesar da importância das UCs, é preciso expandir as ações para além delas. Conectar áreas protegidas compreendendo que, a realidade socioambiental existente no entorno desses territórios, pode inviabilizar a efetividade dessa estratégia tão importante para os ecossistemas brasileiros.

Considerações Finais

O reconhecimento do território através do trabalho de campo, assim como as metodologias participativas adotadas, se mostraram partes fundamentais do processo metodológico de construção das diretrizes aqui elencadas. Essas, apesar de terem sido pensadas para Carajás, podem ser replicadas para outros contextos do território nacional, principalmente por terem como base situações comuns a áreas fragmentadas, como a presença de pessoas no território. A adoção de leis ambientais em âmbito federal é outra característica que favorece a replicabilidade das diretrizes em outros projetos no Brasil. O trabalho também pode fortalecer a busca pela criação de novas áreas de conexão em locais onde os remanescentes de vegetação nativa vêm sendo cada vez mais isolados, estimulando a proposição de corredores ecológicos como estratégia de promoção de conectividade entre AP. Apesar disso, durante as ações de avaliação, caso seja constatado que algo deve ser inserido para o melhoramento ou correção dos processos, é possível se avaliar a proposta e, após a consulta ao coletivo responsável pela gestão do corredor, criar novas diretrizes para contemplar o que se propõe. Essa possibilidade de adaptação confere um caráter de melhoria contínua para o projeto, independentemente da etapa em que o mesmo se encontre.

Referências

1. Roosevelt AC. O baixo Amazonas: um habitat humano dinâmico. Em: Equilíbrio imperfeito: transformações da paisagem nas Américas pré-colombianas. Nova York: Columbia University Press; 2000. p. 455-492.

2. Glaser B. Terras escuras amazônicas: explorações no espaço e no tempo. Berlim: Springer; 2004.

3. Becker B.K. Novas territorialidades na Amazônia: desafio às políticas públicas. Bol Mus Paraense Emílio Goeldi Ciências Hum. 2010; 5:17-23.

4. Salati E. Mudanças climáticas e o ciclo hidrológico na Amazônia. In: Causas e Dinâmica do Desmatamento na Amazônia. Brasília (DF): Ministério do Meio Ambiente; 2001. pág. 153-172.

5. Ferreira LV, Venticinque E, Almeida S. O desmatamento na Amazônia e a importância das áreas protegidas. Estudo Av. 2005;19(53):19-36.

6. Maciel BA. Mosaicos de Unidades de Conservação: uma estratégia de conservação para a Mata Atlântica. Florianópolis: Universidade Federal de Santa Catarina; 2007.

7. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Painéis Dinâmicos do ICMBio [Internet]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/centrais-de-conteudo/paineis-dinamicos-do-icmbio. Acesso em: 13 jul. 2024.

8. Britto F. Corredores ecológicos: uma estratégia integrada na gestão de ecossistemas. 2.ed. Florianópolis: EDUFSC; 2012.

9. Metzger JP. Como restaurar a conectividade de paisagens fragmentadas? In: Restauração ecológica de ecossistemas naturais. São Paulo: Editora da Universidade de São Paulo; 2003. pág. 98-123.

10. Calegari L, Borges EO, Silva KM, Amaral BC, Gomes AB, Mesquita RCS. Análise da dinâmica de fragmentos florestais no município de Carandaí, MG, para fins de restauração florestal. Rev Árvore. 2010; 34:871-880.

11. Korman V. Proposta de integração das glebas do Parque Estadual de Vassununga (Santa Rita do Passa Quatro, SP). Piracicaba: Universidade de São Paulo; 2003.

12. Wilson EO, Willis EO. Biogeografia aplicada. Em: Cody ML, Diamond JM, eds. Ecologia e evolução de comunidades. Cambridge: Belknap Press; 1975. p. 522-534.

13. Akashi Júnior JA, de Castro SS. Corredores de biodiversidade como meios de conservação ecossistêmica em larga escala no Brasil: uma discussão introdutória ao tema. Rev Bras Ciênc Ambient. 2010;(15):20-28.

14. Ministério do Meio Ambiente (MMA). Corredores Ecológicos: Iniciativa Brasileira no Contexto Continental. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2016.

15. Vieira ALM, Bottecchia CPF, Ribeiro KT, Barros LL, Mariz RG. Plano de Conservação Estratégico para o Território de Carajás: sumário executivo. Brasília: Qualyta LTDA; 2020. 28 p.

16. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio). Plano de Manejo da Reserva Biológica do Tapirapé. Brasília: ICMBio; 2017.

17. Brasil. Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000. Regulamenta o art. 225, § 1o, incisos I, II, III e VII da Constituição Federal, institui o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza e dá outras providências. Diário Oficial da União. 18 de julho de 2000.

18. Brasil. Decreto nº 4.340, de 22 de agosto de 2002. Regulamenta artigos da Lei nº 9.985, de 18 de julho de 2000, que dispõe sobre o Sistema Nacional de Unidades de Conservação da Natureza - SNUC, e dá outras especificações. Disponível em: http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/decreto/2002/d4340.htm. Acesso em: 07 jul. 2024.

19. Ferreira DB, Carneiro PAR. Corredores ecológicos e a proteção da biodiversidade brasileira. Rev Front Interdisc Direito. 2022;1(1):45-66.

20. Casos MO, Planamaz. Análise Comparativa das Metodologias para a Gestão de Corredores Ecológicos no Brasil. Versão 2.2. São Paulo: Planamaz; 2007. 102 pág.

21. Gonçalves DL, Dos Passos MM, Dos Santos Galvanin EA. Métricas da paisagem aplicadas a identificação de áreas prioritárias para implantação de corredores ecológicos na raia divisória São Paulo-Paraná-Mato Grosso do Sul. Rev Casa Geogr Sobral. 2024;26(1):272-89.

22. Jales LF. Modelagem espacial de corredores ecológicos em paisagens naturalmente heterogêneas [tese]. Piracicaba: Universidade de São Paulo; 2013.

23. Santos CR. Alternativa metodológica para alocação de corredores ecológicos utilizando modelagem ambiental [dissertação]. São Paulo: Universidade de São Paulo; 2017.

24. Araújo TMS, Bastos FH. Corredores ecológicos e conservação da biodiversidade: aportes teóricos e conceituais. Rev Casa Geogr Sobral. 2019;21(2):716-29.

25. Akalu M. Reexaminando a avaliação e o controle de projetos: desenvolvendo um foco na criação de riqueza. Int J Project Manage. 2021;19(3):375-83.

26. Bennet AF. Ligações na paisagem: o papel dos corredores e da conectividade na conservação da vida selvagem. Gland, Suíça: IUCN; 1998.

27. Amorim Alves I, Oyama Homma AK. Mudança de paisagem na mesorregião Sudeste Paraense: coevolução com a pecuária bovina e os projetos de assentamentos. Bol Geogr. 2022; 40:29-41.

28. Pinto EB, Vasconcelos AM, Lezana AGR. Abordagens do PMBOK e CMMI sobre o sucesso dos projetos de software. Rev Gest Projetos. 2014; 5(1):55-70.

29. Mendonça M, Da Luz RA. Corredor agroecológico: manejo de paisagens agrícolas e a conservação da biodiversidade no território de Carajás. Rev Brás Agroecol. 2023; 18(4):244-260.

30. Branco Jr AC, Almeida JC, Souza CM, Silva TP, Oliveira RS. Diagnóstico da qualidade da água de mananciais afluentes das bacias hidrográficas do Rio Grande e do Rio Paranaíba, no Pontal do Triângulo Mineiro, baseado em atividade de educação ambiental. Rev Bras Cienc Tecnol Inov. 2021; 6(2):53-68.

31. Brasil. Lei nº 9.433, de 8 de janeiro de 1997. Institui a Política Nacional de Recursos Hídricos e cria o Sistema Nacional de Gerenciamento de Recursos Hídricos. Diário Oficial da União. 1997, 9 de janeiro.

32. Américo-Pinheiro JHP, Ribeiro LG. Monitoramento de Recursos Hídricos e Parâmetros de Qualidade de Água em Bacias Hidrográficas. In: Américo-Pinheiro JHP, Benini SM, eds. Bacias Hidrográficas: Fundamentos e Aplicações. Tupã: ANAP; 2018. pág. 220-40.

33. Pereira VHC, Cestaro LA. Corredores Ecológicos no Brasil: Avaliação sobre os principais critérios utilizados para definição de áreas potenciais. Caminhos Geogr. 2016; 17(58):16-33.

34. Ayres Jr. Hermenêutica e humanização das práticas de saúde. Ciênc Saúde Coletiva. 2005; 3:549-560.

35. Rudnick DA, Ryan SJ, Beier P, Cushman SA, Maddock JE, Reed SE, et al. O papel da conectividade da paisagem no planejamento e implementação de prioridades de conservação e restauração. Ecol Soc Am. 2012; 16:1-20.

36. De Oliveira RA, et al. Levantamento dos métodos de elaboração de corredores ecológicos utilizando SIG: uma revisão bibliográfica sistemática. Novos Cad NAEA. 2023;26(2):89-102.

37. Denkewicz P, Souza DM, Oliveira RC, Silva FT. A percepção das comunidades tradicionais sobre a implantação de unidades de conservação em seu território de vivência. Observatório Econômico Latinoam. 2023; 21(9):12445-60.

38. Ganem RS. Gestão integrada da biodiversidade: corredores, mosaicos e reservas da biosfera. In: Conservação da biodiversidade: legislação e políticas públicas. Brasília: Câmara dos Deputados; 2015.

39. Brasil. Lei n. 12.651, de 25 de maio de 2012.

Disponível em: <http://www.planalto.gov.br/ccivil_03/_Ato2 011-2014/2012/Lei/L12651.htm >. Acesso em: 09 de Jul. 2024.

40. Quarti, Deinyffer Marangoni; ZILLI, Julio Cesar. Gerenciamento de projetos na gestão organizacional: aplicação dos fundamentos do PMBOK em uma associação empresarial/Management of projects in organizational management: application of the foundations of the PMBOK in a business association. Revista Foco, v. 12, n. 2, p. 147-168, 2019.

41. Pagiola, Stefano; Von Glehn, h. Carrascosa; Taffarello, Denise. Experiências de pagamentos por serviços ambientais no Brasil. São Paulo: SMA/CBRN, v. 86494, p. 1-338, 2013.

42. Yanai, Aurora Miho et al. Deforestation and carbon stock loss in Brazil's Amazonian settlements. Environmental Management, v. 59, p. 393-409, 2017.

43. Farias, Monique Helen Cravo Soares et al. A importância do projeto de desenvolvimento sustentável (pds) para a criação de novos assentamentos rurais na Amazônia: uma análise para Altamira, no estado do Pará. Terceira Margem Amazônia, v. 8, n. 19, p. 95-109, 2022.

44. SouzA, Ioneide Nunes Carvalho; Zitzke, Valdir Aquino. Estudo das potencialidades para o desenvolvimento sustentável dos municípios nos corredores ecológicos, Ponte Alta do Tocantins: um estudo de caso. Geoambiente On-line, n. 7, p. 01-16 pág., 2006.

45. Santos, Milton. 1992: a redescoberta da Natureza. Estudos avançados, v. 6, p. 95-106, 1992.

46. Mello, Natália Girão Rodrigues de; ARTAXO, Paulo. Evolução do plano de ação para prevenção e controle do desmatamento na Amazônia legal. Revista do Instituto de Estudos Brasileiros, p. 108-129, 2017.

47. Rajão, Raoni et al. Dicotomia da impunidade do desmatamento ilegal. Resumo da política, p. 1-12, 2021.

48. Negreiro, Luana Linhares et al. Avaliação de mudanças de uso e cobertura da terra em território indígena na Amazônia brasileira. Scientia Naturalis, v. 6, n. 1, 2024.

49. Junior, José Akashi; DE CASTRO, Selma Simões. Corredores de biodiversidade como meios de conservação ecossistêmica em larga escala no Brasil: uma discussão introdutória ao tema. Revista Brasileira de Ciências Ambientais (RBCIAMB), n. 15, p. 20-28, 2010.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Análise do ciclo da política do Plano de Conservação Estratégico para o Território de Carajás

André Luís Macedo Vieira[1]
https://orcid.org/0000-0001-6317-8058
* Contato principal

Fábio Rúbio Scarano[2]
https://orcid.org/0000-0003-3355-9882

[1] Instituto Chico Mendes de Conservação de Carajás/ICMBio, Núcleo de Gestão Integrada ICMBio Carajás, Parauapebas/PA, Brasil. <andre.macedo@icmbio.gov.br>.

[2] Universidade Federal do Rio de Janeiro/UFRJ, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. Museu do Amanhã, Rio de Janeiro/RJ, Brasil <fscarano@gmail.com>.

Recebido em 15/09/2024 - Aceito em 27/12/2024

Como citar:

Vieira ALM, Scarano FR. Análise do ciclo da política do Plano de Conservação Estratégico para o Território de Carajás. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 233-247. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2699

Palavras-chave: Planejamento; política; projetos; socioambiental.

RESUMO – Os impactos da mineração vão além das regiões de extração, afetando áreas protegidas, populações indígenas e locais. Entender melhor as relações entre esses empreendimentos e a biodiversidade podem contribuir para evitar conflitos e conciliar interesses econômicos e socioecológicos. Este artigo tem por objetivo analisar o ciclo da política do Plano de Conservação Estratégico do Território de Carajás (PCE Carajás). Para tanto, utilizamos o arcabouço teórico metodológico do ciclo da política, considerando as etapas sequenciais: agenda, desenho, aprovação, implementação, avaliação. A coleta de dados se deu através de uma triangulação de técnicas: análise documental, oficinas participativas, observação participante. A coerência entre as pautas prioritárias discutidas na fase da agenda, as ameaças e oportunidades identificadas na oficina participativa e o desenho das ações estratégicas podem ser apontados como um dos fatores de sucesso na implementação do plano. Identificou-se, ainda, a realização de parcerias, mobilização de atores, decomposição das ações estratégicas para os níveis táticos e operacionais, foco em resultados chaves, implementação de ferramentas de gerenciamento de projetos. Entre as oportunidades de melhoria foram destacas a gestão do conhecimento, implementação de ferramentas de comunicação e ampliação da participação social nos espaços de governança do PCE. Por fim, pode-se sugerir que a implementação do PCE em diversas escalas e junto a diferentes atores, balizada pela gestão do conhecimento, pode qualificar o debate, contribuir para o desenho de alternativas e para o aproveitamento efetivo das oportunidades de conservação e desenvolvimento socioambiental, em diálogo com os demais interesses da sociedade.

CC BY NC ND

Analysis of the policy cycle of the Strategic Conservation Plan for the Carajás Territory

Keywords: Planning; policy; projects; socio-environmental.

ABSTRACT – Mining impacts extend beyond extraction sites, affecting protected areas, indigenous communities, and local populations. This article analyzes the policy cycle of the Strategic Conservation Plan for the Territory of Carajás (PCE Carajás) using the policy cycle framework, including agenda setting, design, approval, implementation, and evaluation. Data were collected through document analysis, participatory workshops, and participant observation. Key success factors identified include the alignment between priority issues, threats and opportunities, and strategic actions. The study highlights the importance of partnerships, stakeholder mobilization, and the breakdown of strategic actions into tactical and operational levels. Opportunities for improvement include enhanced knowledge management, communication tools, and greater social participation in governance. Implementing the PCE across different scales and with diverse stakeholders, guided by knowledge management, may improve the debate and effectively utilize conservation and socio-environmental development opportunities while balancing societal interests.

Análisis del ciclo de políticas del Plan Estratégico de Conservación del Territorio Carajás

Palabras clave: Planificación; política; proyectos;socioambiental.

RESUMEN – Los impactos de la minería se extienden más allá de las áreas de extracción, afectando áreas protegidas, comunidades indígenas y poblaciones locales. Este artículo analiza el ciclo de políticas del Plan Estratégico de Conservación del Territorio de Carajás (PCE Carajás) utilizando el marco del ciclo de políticas, que incluye las etapas de establecimiento de la agenda, diseño, aprobación, implementación y evaluación. La recopilación de datos se realizó mediante análisis de documentos, talleres participativos y observación participante. Los factores clave de éxito identificados incluyen la alineación entre los temas prioritarios, las amenazas y oportunidades, y las acciones estratégicas. El estudio destaca la importancia de las asociaciones, la movilización de actores y la descomposición de las acciones estratégicas en niveles tácticos y operativos. Las oportunidades de mejora incluyen una mejor gestión del conocimiento, herramientas de comunicación y una mayor participación social en la gobernanza. La implementación del PCE en diferentes escalas y con diversos actores, guiada por la gestión del conocimiento, podría mejorar el debate y aprovechar de manera efectiva las oportunidades de conservación y desarrollo socioambiental, equilibrando los intereses de la sociedad.

Introdução

O planejamento estratégico é o processo dinâmico através do qual uma organização define sua missão, objetivos e metas, seleciona as ações de longo prazo e os meios para atingir os cenários desejados, num determinado período, através de constante interação entre os agentes sociais [1] Essa metodologia foi originalmente concebida no campo da administração de empresas. No entanto, gradativamente foi sendo adaptada para o contexto da gestão pública, em diferentes setores, tais como: educação [2], turismo [3] e meio ambiente [4]. Dessa forma, em termos conceituais amplos, as noções de estratégia e política pública compartilham elementos que permitem uma compreensão harmônica das duas vertentes. Nesse sentido, no âmbito público, essas ferramentas buscam implementar transformações na realidade que gerem benefícios para a sociedade, rompendo os excessos da hierarquia e promovendo laços de parceria e comprometimento entre diferentes atores do território [5].

Em relação à área ambiental, diferentes estudos têm sugerido que uma visão estratégica pode melhorar o desempenho de planejamentos ambientais e planos de ação para a conservação da biodiversidade [6][7][8]. Nesse sentido, buscando-se melhorar a efetividade das unidades de conservação brasileiras, foram publicadas diretrizes institucionais, que adotaram conceitos e métodos adaptados do campo da gestão estratégica [9][10][4]. No entanto, a adoção dessas ferramentas nas unidades de conservação (UCs) ainda é incipiente, devido às limitações como incompatibilidade entre as ações

CC BY NC ND

planejadas e recursos financeiros e falta de definição de fatores de sucesso, desconhecimento sobre a metodologia [11]. Além disso, estudos avaliando a relação entre a efetividade de áreas protegidas e a aplicação de planejamento estratégico ainda são escassos na literatura.

Dessa forma, este artigo tem por objetivo analisar o ciclo da política do Plano de Conservação Estratégico do Território de Carajás (PCE Carajás). Tal instrumento trata de um conjunto de ações de longo prazo, buscando aproveitar as oportunidades geradas pela biodiversidade para promover o desenvolvimento socioambiental e a conservação da biodiversidade no território de Carajás. O plano envolveu uma grande quantidade de estratégias e atores, abarcando escalas que vão muito além dos limites das unidades de conservação.

A abordagem do ciclo da política tem sido utilizada para analisar projetos, planos e programas vinculados a políticas públicas ligadas à conservação da biodiversidade [12], recursos hídricos [13], gestão ambiental [14], habitação [15] e serviços ecossistêmicos [16] [17]. Nesses estudos, as diferentes fases do ciclo, são compreendidas como um processo dinâmico, no qual as atividades de etapas distintas podem ocorrer simultaneamente ou parcialmente sobrepostas. Assim, a expectativa é que o arcabouço do ciclo da política permita a identificação dos fatores que influenciaram positivamente os resultados do PCE Carajás e as eventuais oportunidades de melhoria.

Material e Métodos

Para a análise do PCE Carajás foi utilizado o arcabouço do "ciclo da política" [18]. Diante da variação de formatos do ciclo propostos na literatura, optou-se por considerar a versão baseada em cinco etapas sequenciais: agenda, desenho, aprovação, implementação, avaliação. A coleta de dados se deu através de uma triangulação de técnicas [19]. O objetivo foi o de abranger uma maior amplitude na compreensão do foco do estudo e validar qualitativamente os resultados obtidos. Dessa forma, as múltiplas fontes de dados – observação participante, pesquisa documental e oficinas participativas – foram utilizadas de forma que uma complementasse a outra, a fim de estudar o objeto de pesquisa (Figura 1).

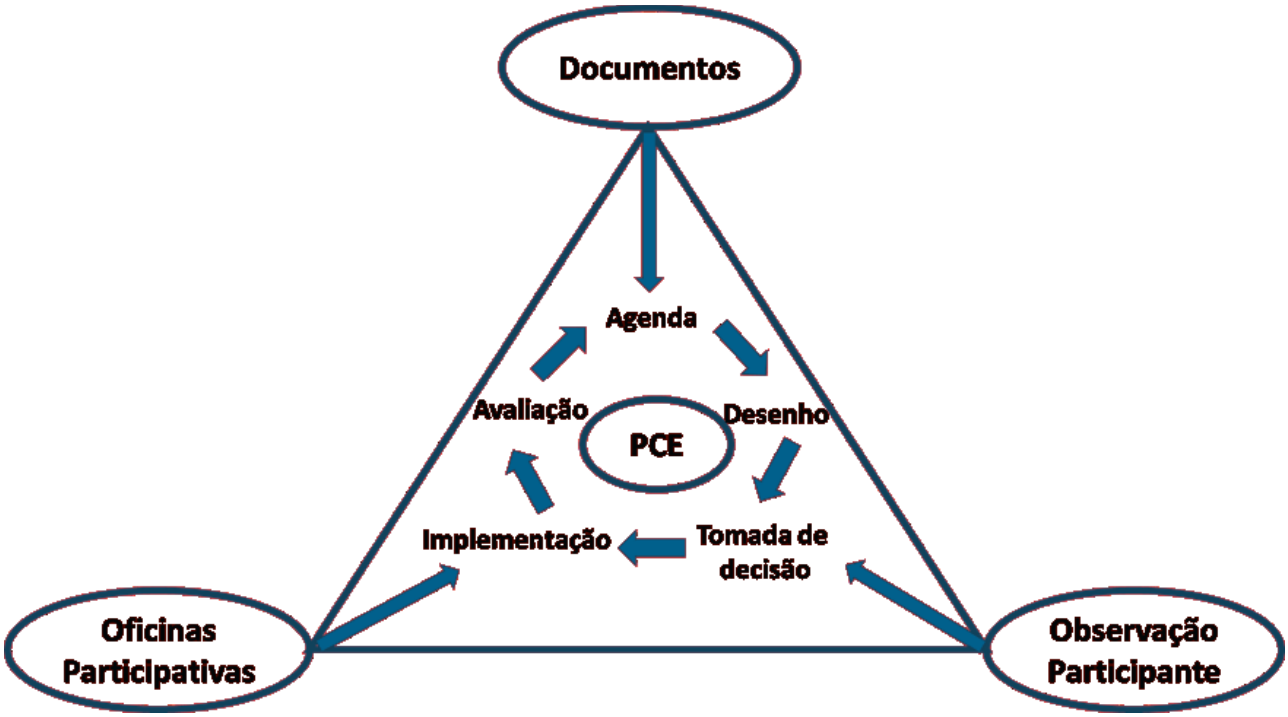


Figura 1 – Triangulação de fontes de dados na pesquisa. No centro, as diferentes fases do ciclo da política e o objeto do estudo, o Plano de Conservação Estratégico do Território de Carajás (PCE).

CC BY NC ND

Análise documental (todas as fases do ciclo)

A análise documental teve por finalidade resgatar informações técnicas e institucionais referentes às motivações, justificativas e mecanismos que definiram a direção para o desenho e implementação do PCE. Para tanto, foram consideradas, para o período de 2018 a 2022, as seguintes fontes de dados: relatórios técnicos, dados governamentais, processos de licenciamento ambiental, estudos de impactos ambientais (EIAs), atas de reuniões dos conselhos consultivos das UCs e planos de manejo das áreas protegidas. Adicionalmente, para a avaliação da fase aprovação do PCE, ainda foram analisados processos administrativos, pareceres jurídicos da Procuradoria Federal Especializada (PFE/ICMBio) e instruções normativas do ICMBio.

Observação participante (todas as fases do ciclo)

A coleta dos dados foi conduzida de forma participativa, no período de 2018 a 2022, considerando as fases de formação da agenda, desenho, tomada de decisão, implementação e avaliação do PCE. Dessa maneira, as informações analisadas foram registradas nos diferentes espaços de construção e desenvolvimento do plano (reuniões, oficinas participativas, eventos, execução de atividades etc.). A observação participante pode ser definida como um método baseado na presença ativa do observador numa determinada situação, com a finalidade de realizar uma investigação científica [20]. Assim, o pesquisador é parte do contexto sob investigação, ao mesmo tempo modificando e sendo modificado por este contexto [21]. Os procedimentos pautados nessa metodologia têm sido utilizados em pesquisas organizacionais, buscando captar o ambiente técnico e institucional do fenômeno estudado. Para evitar vieses foi realizada a triangulação dos dados, buscando-se confrontar informações obtidas de diferentes fontes (análise documental, processos administrativos, atas de reuniões, oficinas participativas).

A fim de registrar os acontecimentos, foram utilizadas anotações em diário de campo, tendo como questões guia: a) identificação de atores, b) fatores facilitadores para o desenho e implementação, c) dificuldades e barreiras, d) aprendizagens, e) ferramentas de governança e gerenciamento, f) aspectos organizacionais. Os registros foram realizados imediatamente após os diferentes espaços de construção do PCE.

Oficina para o desenho do Plano de Conservação Estratégico do Território de Carajás (março de 2018) (fase de desenho)

A oficina contou com a participação de 34 atores dos setores público e privado, incluindo servidores do ICMBio, IBAMA, Serviço Florestal Brasileiro e funcionários da Vale S.A. A abordagem foi dividida em dois métodos: a) Para o diagnóstico do território utilizou-se a matriz FOFA (forças, oportunidades, fraquezas e ameaças) [22], b) Para o desenho do PCE utilizou-se uma matriz de planejamento [23].

A elaboração da matriz FOFA foi utilizada para identificar fatores internos (forças e fraquezas) e externos (ameaças e oportunidades) às áreas protegidas de Carajás, relevantes para subsidiar a seleção das alternativas e o desenho da política de conservação do território. Essa metodologia é utilizada para executar um diagnóstico completo de um ambiente estudado e desenhar estratégias, reduzindo riscos na tomada de decisão [22].

A partir do diagnóstico dos fatores externos e internos às áreas protegidas de Carajás, o desenho do PCE foi realizado por meio de uma matriz de planejamento para um horizonte de 5 anos (2020 a 2024). A construção da matriz permite organizar e estruturar os resultados da análise do contexto estudado, baseando-se em conectar pontos fortes e oportunidades, compensar as fraquezas e neutralizar as ameaças [23]. Nessa etapa, foram definidos visão de futuro, objetivo geral, objetivos específicos e um rol de ações estratégicas e para cada um dos objetivos específicos. As ações foram detalhadas da seguinte forma: produto, resultados esperados, período de execução, articulador principal, colaboradores e localização.

Para auxiliar no processo de desdobramento dos objetivos estratégicos (longo prazo) para ações táticas (anuais) e operacionais (trimestrais), foi utilizada a ferramenta *Objective and Key Results* (OKRs). Os OKRs, consistem em uma metodologia de gestão utilizada para definição de objetivos alinhados à estratégia da organização, que tem como base dois pilares: o objetivo (aonde se quer chegar) e um conjunto de resultados-chave (maneiras de medir o alcance dos objetivos) [24].

CC BY NC ND

Oficina de avaliação do Plano de Conservação Estratégico (PCE) do território de Carajás (agosto de 2022) (fase de avaliação)

Tendo em vista que o PCE foi estabelecido para um horizonte de cinco anos (2020 a 2024) e que as ações estratégicas estão em fase de execução (não concluídas), optou-se por realizar uma avaliação de processos (meia vida) [25], uma vez que essa metodologia é mais indicada para etapas intermediárias de avaliação. Dessa forma, foi realizada entre os dias 30/08 e 01/09 de 2022 uma oficina participativa com o objetivo de identificar os fatores que estão facilitando ou dificultando a implementação do PCE, verificar oportunidades de melhoria e propor ajustes para o aprimoramento do plano. A atividade contou com a participação de 30 atores dos setores públicos e privados diretamente envolvidos com o PCE, incluindo gestores das UCs, servidores do ICMBio, IBAMA, e funcionários da Vale S.A.

Após uma etapa de contextualização sobre o histórico, desenho e implementação do PCE, os participantes da oficina foram convidados a responder individualmente sobre as seguintes questões: a) Avanços e fatores facilitadores para a implementação do PCE; b) Barreiras ou dificuldades; c) Desafios para os próximos anos. Os participantes foram orientados a registrar as respostas em *post-its* e colá-los em um quadro interativo.

Os pontos inseridos no quadro interativo foram revisados de forma coletiva. Essa etapa de revisão teve por objetivo a contextualização e organização das questões apresentadas por temas comuns. Buscou-se mediar as diferentes percepções, estimulando os participantes a chegarem a propostas mais coesas e objetivas, de modo a se evitar sobreposição de indicações.

O processamento dos dados da oficina baseou-se na análise qualitativa de conteúdo, que consiste em um conjunto de técnicas de avaliação das comunicações que utiliza procedimentos sistemáticos e objetivos de descrição do conteúdo das mensagens [26]. Para tanto, foi realizada a transcrição das respostas dos participantes da oficina, codificação indutiva (leitura cuidadosa e identificação de padrões nas falas dos participantes) e sua organização em temas emergentes (categorização).

Resultados e Discussão

Definição da agenda

A análise documental indicou que diante do avanço da mineração nas áreas protegidas de Carajás, o ICMBio, a Vale S.A., o conselho consultivo das UCs intensificaram uma agenda buscando a conciliação entre os empreendimentos minerais e a conservação da biodiversidade. Um marco importante desse processo foi o licenciamento ambiental do maior projeto de mineração do mundo (projeto S11D), situado na porção sul da FLONA Carajás.

Em 2012, ao autorizar o início do referido licenciamento, o ICMBio estipulou, como condição para a instalação do empreendimento, o desenvolvimento de uma "Estratégia para Conservação da Savana Metalófila da Floresta Nacional de Carajás", que foi denominado Projeto Cenários. O referido projeto contribuiu para importantes produtos, tais como: o novo Plano de Manejo da FLONA Carajás (2016), criação do Parque Nacional dos Campos Ferruginosos (2017) e elaboração do diagnóstico do território (2017). Diante do aporte de conhecimento gerado, a gestão das UCs sinalizou a necessidade de construção de um plano de conservação estratégico para o território de Carajás, visando estabelecer ações estratégicas de longo prazo para a conservação da biodiversidade e desenvolvimento socioambiental.

Dessa forma, a análise documental, indicou que ao longo de 2017 e início de 2018 foram realizadas uma série de articulações envolvendo o ICMBio, conselhos consultivos das UCs e entes parceiros (Vale S.A., prefeituras, universidades). O conjunto desses espaços resultou na definição dos temas centrais que passaram a compor a agenda do PCE e deram subsídio para as fases de desenho e implementação (Figura 2).



Figura 2 – Tema central, pautas prioritárias e atores envolvidos na construção da agenda do PCE Carajás. UFRA = Universidade Federal Rural da Amazônia, UFOPA = Universidade Federal do Oeste do Pará, UNIFESSPA = Universidade Federal do Sul e Sudeste do Pará, UEPA = Universidade do Estado do Pará, COPERTURE = Cooperativa de Ecoturismo de Carajás, COEX = Cooperativa de Extrativismo de Carajás.

Desenho

As análises dos fatores internos e externos às áreas protegidas (FOFA), realizadas durante a oficina participativa para o desenho do PCE, apontaram como forças (fatores que fortalecem a gestão das áreas protegidas e podem ser usados para mitigar as ameaças e aproveitar as oportunidades): a) qualificação técnica da equipe, b) conselhos consultivos, c) parcerias, d) compensação ambiental, e) ações socioambientais, f) licenciamento ambiental, g) gestão participativa, h) educação ambiental, i) Pesquisa e gestão do conhecimento. Ainda em relação aos fatores internos, foram citadas como fraquezas (fatores que enfraquecem a gestão, podem potencializar as ameaças e comprometer o aproveitamento das oportunidades): a) avanço da mineração, b) pressão sobre os recursos naturais, c) pressão política, d) baixo número de servidores, e) regularização fundiária das UCs, f) impactos cumulativos e sinérgicos das atividades minerais, g) perda de hábitat de espécies endêmicas, h) lacunas de conhecimento.

Entre os fatores externos, foram apontadas na análise FOFA as seguintes oportunidades: a) recursos de compensação ambiental, b) parcerias, c) universidades, d) engajamento da sociedade, e) extrativismo de jaborandi, f) projetos sustentáveis, g) corredores ecológicos, h) cooperativa de ecoturismo, i) projetos de desenvolvimento socioambiental. Ainda em relação aos fatores externos, foram citados como ameaças: a) desmatamento, b) isolamento geográfico, c) garimpos, d) pecuária, e) ocupação desordenada, f) barragens, g) contaminação dos rios, h) crescimento desordenado dos munícipios, i) concentração de terras, j) pressão política.

A partir do mapeamento das ameaças e oportunidades ao território, os participantes da oficina elaboraram uma matriz de planejamento que resultou no desenho do PCE, incluindo a definição da visão de futuro, objetivo geral e 9 objetivos específicos. Ao todo, foram definidas 49 ações estratégicas para um horizonte de 5 anos, das quais, 5 ficaram sob responsabilidade do ICMBio Sede e 45 sob a gestão local das UCs (ICMBio Carajás). A maioria se concentrou nas áreas temáticas de gestão socioambiental (37%) e licenciamento ambiental (29%).

Embora as atas das reuniões preparatórias para o PCE Carajás tenham indicado a participação de diversos atores locais na formação da agenda, verificou-se uma participação mais restrita na oficina de desenho, com a presença de apenas 4 instituições: a) ICMBio (28), b) Vale S.A. (8), SFB (1) e IBAMA (1). A baixa diversidade de representação na oficina de desenho é um fator preocupante, que pode ter

resultado em dificuldades para a mobilização de parcerias para algumas ações estratégicas. Em relação aos participantes internos ao ICMBio, observou-se tanto a participação de gestores do alto escalão (posteriormente atuaram de forma decisiva na fase de aprovação), como a expressiva representação da equipe local de gestão das áreas protegidas de Carajás (ficaram responsáveis pela execução da maior parte das ações). Ao comparar os principais pontos discutidos na fase da agenda com os resultados da oficina de desenho, observou-se que as pautas pré-estabelecidas foram integralmente consideradas nos objetivos específicos e ações estratégicas do PCE (Figura 3).

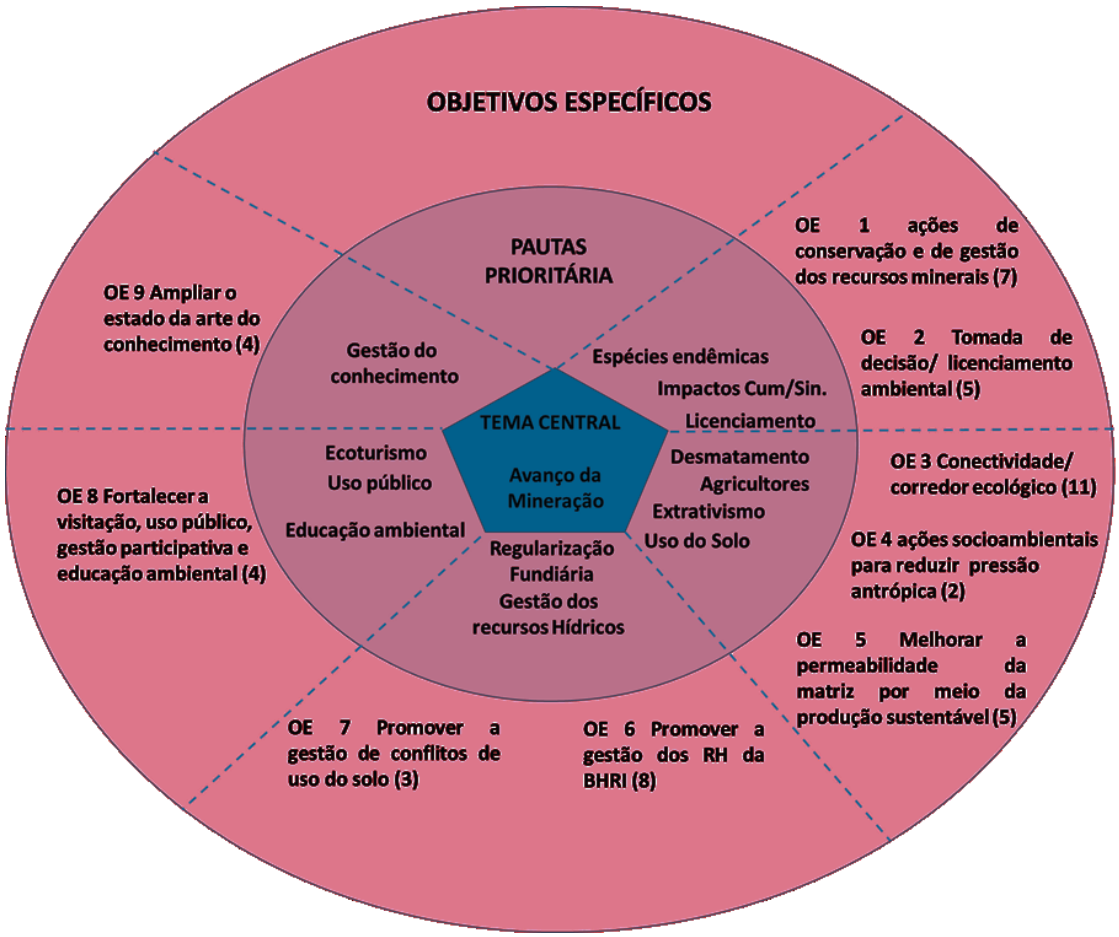


Figura 3 – Pontos discutidos na fase da agenda e objetivos específicos do PCE. OE = objetivos específicos, RH = recursos hídricos, BHRI = bacia hidrográfica do rio Itacaiúnas. O número entre parênteses indica a quantidade de ações para cada objetivo específico.

Tomada de decisão

Após a consolidação do desenho do PCE-Carajás, o plano foi reconhecido por meio da portaria ICMBio Nº 418, de 23 de agosto de 2019 (Presidência do ICMBio), que o aprova. A Portaria nº 417, de 23 de agosto de 2019 (Presidência do ICMBio), institui o grupo de assessoramento técnico (GAT) para auxiliar no acompanhamento da implementação do PCE-Carajás. O grupo ficou responsável por acompanhar a implementação, realizar avaliações da execução, revisão e ajuste das ações, com uma avaliação intermediária prevista para o meio da vigência do plano e avaliação final ao término do ciclo de gestão (5 anos). O GAT foi composto pela representação de um coordenador geral, um coordenador substituto, um coordenador executivo e 19 membros de diferentes áreas de atuação, dos setores públicos e privados.

Implementação

O cruzamento de informações referentes às fases de desenho e implementação do PCE Carajás, indicaram uma alta aderência entre o que foi formulado e as diferentes ações em fase de desenvolvimento. De modo geral, estão sendo executadas atividades atreladas a todos os objetivos específicos definidos originalmente. A análise documental e observação participante, permitiu identificar importantes ferramentas de implementação, apresentadas na Tabela 1.

Tabela 1 – Ferramentas de implementação do PCE.

Ferramentas de implementação	Resultado obtido
Decomposição das ações estratégicas do PCE em alvos táticos e operacionais mais precisos.	Maior precisão sobre os objetivos estratégicos. Maior engajamento das equipes responsáveis pela execução das atividades.
Sistema de gerenciamento de projetos.	Sistematização dos resultados, fluxos e desenvolvimento das atividades.
Ciclos curtos de avaliação.	Aprimoramento das atividades e incorporação de sugestões de melhoria.
Processos participativos.	Maior engajamento dos atores e parceiros institucionais.
Parcerias e interlocução com atores estratégicos.	Captação de recursos humanos e financeiros, compartilhamento de responsabilidades.
Plano de comunicação.	Engajamentos dos atores internos e externos.
Plano de capacitação.	Desenvolvimento de competências e habilidades para a execução das ações estratégicas.

Decomposição das ações estratégicas do PCE

Durante a implementação, foi realizada a decomposição dos objetivos estratégicos (longo prazo), para os níveis táticos (médio prazo, um ano) e operacionais (curto prazo, trimestral), o que foi fundamental para assegurar a execução do plano (Figura 4). Destaca-se que os diferentes níveis interagem entre si e se retroalimentam, possibilitando a troca de conhecimentos essenciais para a melhoria contínua dos processos de gestão. O desdobramento das ações ainda permitiu estabelecer um vínculo claro e direto entre as atividades cotidianas e as diretrizes estratégicas, o que resultou em um maior engajamento das equipes responsáveis pela execução dos diferentes projetos.



Figura 4 – Níveis de implementação do plano de conservação estratégico do território de Carajás (no nível tático, as áreas temáticas correspondem aos setores de gestão da biodiversidade definidos no regimento interno do NGI ICMBio Carajás: i) administração e planejamento, ii) regularização fundiária e consolidação territorial, iii) proteção, iv) pesquisa, logística e monitoramento da biodiversidade, v) gestão socioambiental, vi) uso público, vii) licenciamento ambiental. O nível operacional, corresponde aos funcionários e seus planos de trabalhos individuais (PTI) – ciclos trimestrais, devidamente alinhados com as ações estratégicas e seus produtos.

Os OKRs se mostraram eficientes para auxiliar o processo de decomposição das atividades. Desta forma, as equipes de execução tiveram autonomia para a partir das ações estratégicas definidas no PCE, estabelecer as prioridades anuais (OKRs táticos) e trimestrais (OKRs operacionais) (Tabela 2). Para avaliar as ações de curto prazo e propor ajustes, foram estabelecidas reuniões trimestrais. Ao final de cada ano, o mesmo procedimento foi realizado para os objetivos táticos. Os ciclos de avaliação de curto e médio prazo, foram fundamentais para a identificação de oportunidades de melhoria e proposição de ajustes no PCE.

Tabela 2 – Exemplo de OKRs operacionais referente a ação estratégica 3.1 do PCE Carajás.

Mobilização social para implementação do Comitê de Bacia dos rios Itacaiúnas (BHRI)				
Ação	Quant.	Produto/Objeto	Local	Prazo
Concluir	100%	Da mobilização do poder público para criação do comitê da BHRI.	Curionópolis	Fev/22
Realizar	1	Levantamento dos Usuários e da Sociedade Civil da BHR.	Municípios da BHRI.	Fev/22
Realizar	11	Reuniões de mobilização com os usuários e entidades da sociedade civil organizada nos municípios da BHRI.	Municípios da BHRI.	Mar/22
Mobilizar	60%	Dos usuários e entidades da sociedade civil organizada nos municípios da área de influência da BHRI.	Municípios da BHRI.	Mar/22

Processos participativos, parcerias e interlocução com atores estratégicos

Foram realizados espaços participativos para a execução das diferentes ações estratégicas, onde os atores tiveram a oportunidade de contribuir com o desenvolvimento das atividades. Por exemplo, para a construção do projeto político pedagógico de educação ambiental. Houve 17 oficinas participativas, com diferentes atores do território, como secretarias municipais de educação, professores da zona urbana e rural, agricultores, prefeituras, extrativistas de jaborandi, Vale S.A., universidades etc. O mesmo grau de participação foi verificado para outras importantes ações estratégicas, tais como a implementação do corredor ecológico Carajás x Terra Indígena Trincheira Bacajá, plano de pesquisa do território, fortalecimento da organização social de cooperativas e associações etc.

Nesse sentido, foi verificada a incorporação de sugestões e aprendizados dos atores na execução das ações estratégicas e na estrutura do PCE. Dessa forma, entre os aspectos da implementação, merece destaque o envolvimento e engajamento da rede de atores. Os esforços de mobilização resultaram na criação de diferentes grupos de trabalho para o desenvolvimento conjunto de ações estratégicas vinculadas ao PCE Carajás.

A maior parte dos recursos financeiros para execução das ações foram viabilizados por meio de acordos de cooperação e outros instrumentos legais vinculados ao licenciamento ambiental dos empreendimentos ambientais situados em duas das áreas protegidas de Carajás. As parcerias possibilitaram o reforço nos recursos humanos e o fomento ao desenvolvimento organizacional.

Avaliação

Avanços identificados e fatores que facilitaram a implementação do PCE

Os participantes da oficina de avaliação do PCE Carajás reconheceram avanços proporcionados pela implementação do plano que resultaram em ganhos para a conservação da biodiversidade e desenvolvimento socioambiental. Ao todo, foram obtidas 54 respostas referentes a pontos de melhoria ou fatores que facilitaram a implementação do PCE, que resultaram em dez temas emergentes, definidos indutivamente. Do total de respostas, a maioria apontou para os avanços na execução das ações estratégicas (28,81%), planejamento (16,95%) e gestão integrada (10,17%) (Figura 5).

CC BY NC ND



Figura 5 – Percentual de respostas por área temática referente aos avanços ou fatores que facilitaram a implementação do PCE.

Barreiras e dificuldades, desafios e oportunidades para a implementação do PCE

Em relação às barreiras e dificuldades para implementação foram obtidas 18 respostas dos participantes da oficina de avaliação do PCE, distribuídas em sete temas emergentes. Os pontos abordados se distribuíram de forma uniforme entre as categorias observadas (Figura 6).



Figura 6 – Percentual de respostas por área temática, referente a barreiras e dificuldades para a implementação do PCE.

Em relação aos desafios e oportunidades de melhoria, foram obtidas 42 respostas. Deste total, destacaram-se os temas gestão do conhecimento (19,05%), parceria e mobilização de atores (14,29%), planejamento e gestão (14,29%), totalizando 47,62% das respostas (Figura 7).



Figura 7 – Percentual de respostas por área temática, referente aos desafios e oportunidades para a implementação do PCE.

Discussão

A análise FOFA se mostrou aplicável para o mapeamento da realidade local e elaboração do PCE Carajás, fornecendo informações úteis para definir prioridades e desenhar estratégias de gestão para os problemas identificados na fase de agenda. Outros autores usaram métodos qualitativos combinados com opiniões das partes interessadas para apoiar o uso da análise FOFA para planejamento estratégico em questões relacionadas à sustentabilidade [27] [28]. O valor inovador desta pesquisa decorre da abordagem metodológica integrada baseada na combinação entre a teoria do ciclo da política, análise FOFA tradicional e planejamento estratégico.

As ameaças externas às áreas protegidas apontadas pela matriz FOFA corroboram as análises realizadas em outros estudos [8][22], que apontam a falta de regularização fundiária, pecuária, conflitos agrários, mineração e crescimento demográfico desordenado como importantes vetores históricos de desmatamento no entorno das áreas protegidas. Outra ameaça apontada foi o risco de extinção de espécies devido ao avanço das atividades minerais, temática abordada em outras publicações [29]. Paradoxalmente como pontos fortes e oportunidades para mitigar ou evitar as ameaças, a análise apontou para o uso de recursos de compensação ambiental oriundos da mineração para implementação de ações estratégicas como corredores ecológicos, promoção do uso público, sistemas agroflorestais, extrativismo vegetal, ecoturismo, pesquisa e gestão do conhecimento. Outros estudos realizados utilizando a matriz FOFA para análise de áreas protegidas no Brasil e no mundo, encontraram resultados semelhantes, especialmente em relação a ameaças relacionadas ao avanço das áreas de pastagens, ocupação urbana, perda de conectividade e problemas fundiários [8] [22][30].

Dessa forma, a complexidade de Carajás, a diversidade de atores, ameaças e oportunidades associadas ao território, ajudam a compreender como a agenda do PCE foi priorizada e passou a integrar discussões envolvendo agentes governamentais e não governamentais. De acordo com Serafim & Dias [31], a conformação da agenda se dá com base no entendimento, nos interesses, nos valores, na visão de mundo dos atores envolvidos. Nesse sentido, esses fatores também ajudam a explicar o destaque dado no desenho do PCE a ações estratégicas relacionadas a aspectos socioambientais, conectividade, licenciamento ambiental e gestão do conhecimento.

CC BY NC ND

Em relação à fase de implementação, algumas questões observadas, tais como, dificuldades de sistematização de resultados e avanços desiguais na execução das ações estratégicas podem ser explicados pelos desafios gerenciais e políticos de se conduzir um conjunto de ações complexas de forma simultânea. Outros autores que aplicaram o ciclo da política para avaliação de políticas ambientais, destacaram que a implementação não é um processo linear, nem livre de influências políticas ou aprendizados anteriores [14].

Desse modo, a oficina de avaliação foi fundamental para a análise dos primeiros dois anos e meio de implementação do PCE e proposição de ajustes. O destaque para os fatores positivos relacionados aos avanços na execução das ações estratégicas, planejamento, gestão integrada e aprendizagem organizacional, podem ser explicados pelos esforços despendidos para captação de recursos humanos e financeiros por meio de parcerias, que foram fundamentais para a qualificação da equipe e fortalecimento da gestão. Parte fundamental desses recursos, foram frutos de parcerias com atores que participaram ativamente das fases do desenho e implementação do PCE Carajás. Diferentes pesquisadores argumentam, que quando as partes interessadas se envolvem no plano, é mais provável que apoiem a sua implementação [32][33].

Os fatores apontados como positivos, corroboram apontamentos da literatura que citam diferentes critérios que ajudam a explicar uma implementação bem-sucedida. Entre eles, pode-se destacar: a reformulação de metas políticas (muitas vezes bastante gerais) para alvos operacionais precisos [12]. Esse ponto é muito importante, pois um dos gargalos dos planejamentos estratégicos é que na maioria das vezes ficam restritos ao campo das diretrizes estratégicas, não sendo decompostos para os horizontes de médio e curto prazo, e dessa forma, não conseguem atingir o cotidiano e rotina dos diferentes executores [11].

No caso do PCE CARAJÁS, os OKRs se mostraram aplicáveis para auxiliar o processo de desdobramento dos objetivos estratégicos. Não foi identificado na literatura científica, outros trabalhos aplicando os OKRs para planejamentos de áreas protegidas, essa ferramenta tem sido mais utilizada em empresas privadas, em especial no setor de tecnologia da informação [34]. Ao longo da implementação do PCE, esse método se destacou pela simplicidade na execução, envolvimento da equipe na construção dos objetivos, flexibilidade de aplicação, viabilizando metas de curto prazo e tomadas de decisão céleres e participativas. Dessta forma, os OKRs favoreceram outro fator de sucesso identificado, a atuação direta dos atores e executores do plano no desenho, implementação e decomposição das ações. A literatura caracteriza esses processos participativos como modelo de implementação denominado *botton-up*.

O modelo denominado *botton-up* enfatiza variáveis relacionadas às condições locais de materialização da política pública e à atuação dos agentes executores. Desse modo, as políticas podem ser reinterpretadas e recriadas pelos atores locais, por meio de ajustes, adaptações e inovações [16]. Diante desse quadro, observou-se que durante a execução do PCE Carajás foram realizados ajustes no desenho original (detalhamento tático), de modo que a implementação foi constituída tanto pelas determinações expressas no plano quanto pelas ideias, concepções e práticas dos atores envolvidos.

Alguns aspectos (comunicação, parceria e mobilização de atores, detalhamento das ações) foram apontados nas três categorias (avanços, barreiras e desafios), o que permite inferir que eles foram reconhecidos pelos atores e priorizados como elementos chaves para a implementação bem-sucedida. Dessa forma, embora as ações executadas dentro desses aspectos tenham sido bem avaliadas, também foram apontadas limitações e a necessidade de priorizar o aprimoramento delas, para as próximas fases de implementação. A comunicação e o diálogo se inserem neste ambiente como elementos chave para motivar os atores internos e externos para a operacionalização da estratégia. Esses fatores têm sido destacados como condicionantes para uma implementação bem-sucedida de políticas socioambientais [17].

Nesse sentido, uma aprendizagem importante foi a importância da construção de diferentes espaços de interação entre a equipe e os gestores, para reforçar o papel dos agentes implementadores como protagonistas da transformação e, ao mesmo tempo, possibilitar que todos possam acompanhar as mudanças promovidas pelos colegas. Esse processo foi fundamental para fortalecer a confiança, o engajamento e o sentimento de pertencimento à organização. Outra importante lição aprendida foi a importância de avaliações qualitativas, focadas nos processos e nas pessoas (recursos humanos) diretamente envolvidos na implementação. No caso do PCE, esse tipo de avaliação permitiu identificar dentro da gestão local das áreas protegidas de

Carajás, um intenso processo de mudança cultural, aprendizagem estratégica e amadurecimento organizacional, aspectos que não estavam diretamente definidos nas metas e objetivos específicos originais. Diante dos desafios apresentados pelo PCE, a equipe responsável pela implementação, adotou novas práticas e novas leituras da realidade, em especial um olhar mais holístico para o conjunto do território (gestão integrada), o foco em resultados chave e uma maior clareza sobre a ligação entre as ações do cotidiano e os objetivos estratégicos. Nesse contexto, a criação e a utilização de conhecimentos gerados na fase de implementação podem ser vistas como propulsoras do processo de aprendizagem organizacional [35][36]. Dessa maneira, ao mesmo tempo em que as pessoas assimilam novas ideias e novas ações e as transmitem para os grupos e para a instituição, o que já foi aprendido pela organização (institucionalizado) flui em direção aos grupos e aos indivíduos, influenciando o aprendizado destes [37]. Sendo assim, a implementação torna-se um processo contínuo de aprendizagem por meio do qual surgem novas estratégias.

A avaliação das diferentes etapas de uma política territorial, como a que foi desenvolvida nestse trabalho, são pouco frequentes na literatura científica. Há uma grande lacuna na avaliação de políticas no Brasil, especialmente no que tange à dimensão da biodiversidade e serviços ecossistêmicos [17]. Nesse sentido, o PCE Carajás ofereceu uma boa oportunidade para uma análise aprofundada, considerando todas as fases do ciclo da política. Nesse trabalho os maiores gargalos foram identificados nas fases de implementação e avaliação, devido a quantidade e complexidade de ações estratégicas e aos desafios referentes ao gerenciamento de resultados e mobilização dos atores. Entendemos que os gargalos podem ser superados por meio do diálogo permanente entre os atores e equipe de implementação, dentro de um ciclo continuado de monitoramento, proposição de ajustes e incorporação de aprendizados. Assim, sugere-se que essas práticas sejam adotadas por outras unidades de conservação, considerando o contexto territorial de onde estão inseridas.

A construção do PCE a partir de metodologias participativas contribuiu para a construção de uma rede de atores imersos em um ambiente tão dinâmico como o de Carajás, marcados por conflitos socioambientais e pela predominância de um agente econômico hegemônico: a mineração. Parcerias e a participação efetiva dos atores, fundamentadas no diálogo entre os agentes de transformação, têm sido destacadas como elementos fundamentais para o sucesso na governança de sistemas socioecológicos. Desta forma, o engajamento daqueles que são afetados pelas decisões e a inclusão da diversidade de saberes, podem trazer novas perspectivas, aumentar o conhecimento gerado, assim como dar autoridade e legitimidade ao processo [1][16].

Nesse sentido, pode-se concluir que parte do sucesso do PCE durante o primeiro ciclo de implementação pode ser atribuído a sua capacidade de alinhar interesses e engajar pessoas, recursos e esforços para solução de problemas identificados na fase da agenda. Outro ponto a se destacar é a relação direta entre a implementação e a aprendizagem organizacional, possibilitada pelos desafios cotidianos referentes à adoção de novas ferramentas e práticas de gestão. No entanto, para que o ambiente de aprendizagem e inovação seja efetivo, espaços democráticos, como a oficina de avaliação de meia vida do PCE, são fundamentais para assegurar a reformulação do processo decisório, de modo a incorporar as novas ideias e possibilitar o aprimoramento contínuo do plano. Dessa forma, o PCE/Carajás ganha um aspecto crítico, tendo em vista que tem, por natureza, a busca por novos valores, sonhos e comportamentos, a partir de necessidades e de problemas reais, em contínuo diálogo entre os atores locais, na tentativa de propiciar novas práticas e novas leituras do mundo.

Referências

1. Bryson JM, Edwards LH, Slyke DMV. Getting strategic about strategic planning research. Public Management Review. 2018;20(3):317-39.

2. Silva JEO, Melo PA, Ramos AM, Amante CJ, Silva FM. Contribuições do PDI e do planejamento estratégico na gestão de universidades federais. Rev GUAL. 2013;6:269-87.

3. Soares E, Emmendoerfer M, Monteiro L. Gestão pública no turismo e o desenvolvimento de destinos turísticos em um estado da Federação Brasileira: uma análise do planejamento estratégico do turismo em Minas Gerais (2007-2010). Tour Manag Stud. 2013;9(2):50-56.

4. MMA. Portaria Conjunta nº 266, de 17 de junho de 2020. Institui o Planejamento Estratégico Integrado do Ministério do Meio Ambiente de suas Entidades Vinculadas 2020-2023. 2020.

5. Goldsmith S, Eggers WD. Governar em rede: o novo formato do setor público. Brasília: ENAP / UNESP; 2006.

6. Joseph C, Gunton TI, Day JC. Implementation of resource management plans: Identifying keys to success. J Environ Manag. 2008;88:594-606.

7. Lockwood M. Good governance for terrestrial protected areas: a framework, principles and performance outcomes. J Environ Manag. 2010;91:754-66.

8. Scolozzi R, Schirpke U, Morri E, D'Amato D, Santolini R. Ecosystem services-based SWOT analysis of protected areas for conservation strategies. J Environ Manag. 2014;146:543-51.

9. ICMBio. Plano Estratégico de Pesquisa e Gestão do Conhecimento do ICMBio, 2018-2021. 1. ed. Brasília, DF: ICMBio; 2018. 83 p.

10. ICMBio. Portaria nº 768, de 08 de julho de 2020. Institui a Política de Gestão Estratégica – PGE no âmbito do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. 2020.

11. Barreto CG, Drummond JAL. Strategic planning in Brazilian protected areas: Uses and adjustments. J Environ Manag. 2017;200:79-87.

12. Jokinen P, Blicharska M, Primmer E, van Herzele A, Kopperoinen L, Ratamäki O. How does biodiversity conservation argumentation generate effects in policy cycles? Biodivers Conserv. 2018;27:1725-40.

13. Liang X, Liang Y, Chen C, van Dijk MP. Implementing Water Policies in China: A Policy Cycle Analysis of the Sponge City Program Using Two Case Studies. Sustainability. 2020;12:5261.

14. Samnakay N. Understanding design and implementation attributes for strategic policies: The case of Australia's national environment policies. Policy Stud. 2020;43:715-37.

15. Drumond AM, Rodrigues LPD. Análise do policy cycle da política nacional de habitação de interesse social: contribuições de gestores municipais de habitação em Minas Gerais. URBE Rev Bras Gestão Urbana. 2019;11:e20190014 .

16. Scarano FR, Garcia K, Diaz-de-Leon A, Queiroz HL, Rodríguez Osuna V, Silvestri LC, et al. Chapter 6: Options for governance and decision-making across scales and sectors. In: IPBES. The IPBES regional assessment report on biodiversity and ecosystem services for the Americas. Rice J, Seixas CS, Zaccagnini ME, Bedoya-Gaitán M, Valderrama N, eds. Bonn: IPBES Secretariat; 2018. p. 644-744.

17. Scarano FR, Queiroz HL, Farinaci JS, Almeida THMP, Castro PFD, Dalcin E, et al. Capítulo 5: Opções de governança e tomada de decisão através de escalas e setores. In: Joly CA, Scarano FR, Seixas CS, Metzger JP, Ometto JP, Bustamante MMC, et al., eds. 1° Diagnóstico Brasileiro de Biodiversidade e Serviços Ecossistêmicos. São Carlos: Editora Cubo; 2019. p. 351.

18. Howlett M, McConnell A, Perl A. Weaving the fabric of public policies: comparing and integrating contemporary frameworks for the study of policy processes. J Comp Policy Anal Res Pract. 2015;18(3):273-89.

19. Triviños ANS. Introdução à Pesquisa em Ciências Sociais - A pesquisa qualitativa em educação. São Paulo: Atlas; 1987. 175 p.

20. Pádua EMM. Metodologia da Pesquisa: abordagem teórico-prática. Campinas: Papirus; 1997.

21. Correa MCB. A observação participante enquanto técnica de investigação. Pensar Enfermagem. 2009;13:30-6.

22. Rezazadeh S, Jahani A, Makhdoum M, Meigooni HG. Evaluation of the Strategic Factors of the Management of Protected Areas Using SWOT Analysis—Case Study: Bashgol Protected Area-Qazvin Province. Open J Ecol. 2017;7:55-68.

23. Buarque SC. Metodologia de planejamento do desenvolvimento local e municipal sustentável. Material para orientação técnica e treinamento de multiplicadores e técnicos em planejamento local e municipal. Brasília, DF: IICA; 1999.

24. Marques J. Utilizando os OKRs para o planejamento estratégico de uma consultoria ambiental: Como sobreviver em um mundo BANI. In: Marques J, Broedel HA, Mello FM, orgs. Gestão de Projetos Socioambientais na Prática: Conceitos, Ferramentas e Casos de Sucesso. Rio de Janeiro: Brasport; 2022. p. 57-69.

25 Ramos MP, Schabbach LM. O estado da arte da avaliação de políticas públicas: conceituação e exemplos de avaliação no Brasil. Rev Adm Pública. 2012;46:1271-94.

26. Bardin L. Análise de conteúdo. Lisboa: Edições 70; 2006.

27. Yuan H. A SWOT analysis of successful construction waste management. J Clean Prod. 2013;39:1-8.

28. Martínez CIP, Pina WA. Solid waste management in Bogota: the role of recycling associations as investigated through SWOT analysis. Environ Dev Sustain. 2017;19:1067-86.

29. Giulietti AM, Rapini A, Andrade MJG, Queiroz LP, Silva JMC. Plantas Raras do Brasil. Belo Horizonte: Conservation International; 2009.

30. Coelho-Junior MG, Biju BP, da Silva Neto EC, de Oliveira AL, Tavares AAO, Basso VM, et al. Improving the management effectiveness and decision-making by stakeholders' perspectives: A case study in a protected area from the Brazilian Atlantic Forest. J Environ Manag. 2020;272:111064.

31. Serafim M, Dias R. Análise de Política: uma revisão da literatura. Cad Gestão Soc. 2012;3(1):121-34.

32. Gunton T, Peter T, Day JC. Evaluating Collaborative Planning: A Case Study of a Land and Resource Management Planning Process. Environments Journal. 2007;34(1):19-37.

33. Wondirad A, Tolkach D, King B. Stakeholder collaboration as a major factor for sustainable ecotourism development in developing countries. Tour Manag. 2020;78:104024.

34. Stray V, Moe NB, Vedal H, Berntzen M. Using Objectives and Key Results (OKRs) and Slack: A Case Study of Coordination in Large-Scale Distributed Agile. In: Proceedings of the 55th Hawaii International Conference on System Sciences. 2022.

35. Michelon MJ, Pilatti LA, Lima IA, Carvalho HG. A criação do conhecimento corporativo promovido pelos fluxos de informações gerados na implantação do planejamento estratégico. Rev Produção. 2006;6(1):1-15.

36. Vega RLA. Dialogic relation between strategic planning and organizational learning. ACIMED. 2006;14(6):1-10.

37. Rodrigues ED. A participação da intranet nos processos de criação de conhecimentos nas organizações [dissertação]. Fortaleza: Universidade de Fortaleza; 2006. 231 p.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Métodos alternativos para o controle da matocompetição em sistema agroflorestal com cacaueiro no bioma Amazônia

Adriana Maria Griebeler[1]
http://orcid.org/0000-0002-9891-5959
* Contato principal

Clenes Cunha Lima[2]
https://orcid.org/0000-0001-8406-9723

Gilmar José Müller[2]
https://orcid.org/0009-0004-1410-2777

Joana Paiva de Sousa[2]
https://orcid.org/0009-0006-4583-5206

Marlucia Alves Costa Martins[2]
https://orcid.org/0009-0008-8377-9983

Gládis de Oliveira Jucoski[2]
https://orcid.org/0009-0008-6024-8442

Felipe Turchetto (in memoriam)[3]
http://orcid.org/0000-0002-2526-2440

Anna Karyne Costa Rego[2]
https://orcid.org/0000-0002-1514-7801

[1] Universidade Federal Rural da Amazônia/UFRA, Parauapebas/PA, Brasil. <griebeleradriana@gmail.com>.

[2] Universidade Federal Rural da Amazônia/UFRA, Parauapebas/PA, Brasil. <clenes.cunha@ufra.edu.br, mullergilmar9@gmail.com, joanapaivva@gmail.com, gladis.jucoski@ufra.edu.br, anna.karyne@ufra.edu.br>.

[3] Universidade Federal de Santa Maria/UFSM, Santa Maria/RS, Brasil. <turchetto.felipe@gmail.com>.

Recebido em 02/09/2024 - Aceito em 10/02/2025

Como citar:

Griebeler AM, Lima CC, Müller GJ, Sousa JP, Martins MAC, Jucoski GO, Turchetto F, Rego AKC. Métodos alternativos para o controle da matocompetição em sistema agroflorestal com cacaueiro no bioma Amazônia. Biodivers. Bras. [Internet].2025; 15(1): 248-258. https://doi.org/10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2677

Palavras-chave: Coroa de plantio; manta têxtil; *Theobroma cacao*; plantas daninhas.

RESUMO – O controle da matocompetição é uma das principais demandas na condução inicial de plantas de *Theobroma cacao* L. na região amazônica. Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de diferentes métodos físicos no coroamento de mudas clonais de cacaueiro em sistema agroflorestal, como estratégia para o controle da matocompetição. O experimento foi conduzido em área pertencente à empresa Rancho Pioneiros, no município de Parauapebas, Pará, em delineamento de blocos ao acaso, em espaçamento 3 m x 3 m. Os tratamentos aplicados na coroa das mudas foram: testemunha (T1); capina convencional (T2); manta têxtil (T3); palhada (T4); maravalha (T5); papelão (T6); lona dupla face (T7) e coroa de plantio (T8). A manta têxtil (T3) consistia em um tecido de juta enriquecido com fertilizante e um herbicida pré-emergente. Aos 90 dias após o plantio, avaliou-se a sobrevivência, altura, diâmetro do colo e índice de clorofila Falker *a* (ICF*a*) e *b* (ICF*b*) das mudas, bem como a biomassa das plantas daninhas na coroa. A sobrevivência e crescimento inicial das mudas não foi influenciada pelos tratamentos. Entretanto, a utilização de palhada e o coroamento manual propiciaram maiores valores de ICF*a* e ICF*b*, indicando melhores condições fisiológicas, que podem promover maior crescimento das plantas. Os métodos alternativos testados apresentaram grande potencial para a supressão de plantas daninhas, sendo uma estratégia eficiente ao controle da matocompetição e favorável ao condicionamento fisiológico para o estabelecimento inicial do cacaueiro em sistemas agroflorestais.

CC BY NC ND

Alternative methods for weed competition control in an agroforestry system with cacao in the Amazon biome

Keywords: Planting crown; textile mulch; *Theobroma cacao;* weeds.

ABSTRACT – Weed control is one of the main demands in the initial management of *Theobroma cacao* L. plants in the Amazon region. Thus, the objective of this study was to evaluate the effect of different physical methods in the crowning of clonal cacao seedlings in an agroforestry system as a strategy for weed control. The experiment was conducted in an area belonging to the Rancho Pioneiros Company, in the municipality of Parauapebas, Pará, using a randomized block design, with a spacing of 3 m x 3 m. The treatments applied to the crown of the seedlings were: Control (T1); conventional weeding (T2); textile mat (T3); straw (T4); wood shavings (T5); cardboard (T6); double-sided tarp (T7); and planting crown (T8). The textile mat (T3) was made of jute enriched with fertilizer and pre-emergent herbicide. At 90 days after planting, the survival, height, stem diameter, and Falker chlorophyll index *a* (ICF*a*) and *b* (ICF*b*) of the seedlings were evaluated, as well as the weed biomass in the crown. Seedling survival and initial growth were not influenced by the treatments. However, the use of straw and manual crowning resulted in higher ICF*a* and ICF*b* values, indicating better physiological conditions, which can promote greater plant growth. The alternative methods tested showed great potential for weed suppression, being an efficient strategy for weed control and favorable for the physiological conditioning of the initial establishment of cacao tree in agroforestry systems.

Métodos alternativos para el control de la competencia de malezas en sistemas agroforestales con cacaotero, en el bioma Amazonía

Palabras clave: Corona de plantación; manta textil; *Theobroma cacao*; malezas.

RESUMEN: El control de malezas es una de las principales demandas en el manejo inicial de plantas de *Theobroma cacao* L. en la región amazónica. Así, el objetivo de este estudio fue evaluar el efecto de diferentes métodos físicos en el deshierbe de plántulas clonales de cacao en un sistema agroforestal, como estrategia para el control de malezas. El experimento se realizó en un área perteneciente a la Empresa Rancho Pioneiros, en el municipio de Parauapebas, Pará, utilizando un diseño de bloques al azar, con un espaciamiento de 3 m x 3 m. Los tratamientos aplicados a la corona de las plántulas fueron: Control (T1); deshierbe convencional (T2); manta textil (T3); paja (T4); viruta de madera (T5); cartón (T6); lona de doble cara (T7); y corona de plantación (T8). La manta textil (T3) consistió en un tejido de yute enriquecido con fertilizante y herbicida preemergente. A los 90 días después de la siembra, se evaluó la supervivencia, altura, diámetro del tallo e índice de clorofila Falker *a* (ICF*a*) y *b* (ICF*b*) de las plántulas, así como la biomasa de las malezas en la corona. La supervivencia y el crecimiento inicial de las plántulas no fueron influenciados por los tratamientos. Sin embargo, el uso de paja y el deshierbe manual resultaron en mayores valores de ICF*a* e ICF*b*, lo que indica mejores condiciones fisiológicas, que pueden promover un mayor crecimiento de las plantas. Los métodos alternativos probados mostraron un gran potencial para la supresión de malezas, siendo una estrategia eficiente para el control de malezas y favorable para el acondicionamiento fisiológico del establecimiento inicial de cacaotero en sistemas agroforestales.

Introdução

Theobroma cacao L., conhecida popularmente como cacaueiro, é uma espécie frutífera, nativa da região amazônica, pertencente à família Malvaceae. O principal interesse comercial dessa espécie está no aproveitamento das amêndoas que são utilizadas na produção de chocolate, cacau em pó e manteiga, além de geleias, sucos, cremes e nas indústrias farmacêutica e cosméticas [1]. A casca do fruto também pode ser aproveitada na produção de alimento para o gado e na adubação dos plantios já estabelecidos.

O estado do Pará é o maior produtor de cacau do Brasil [2], onde cerca de 80% da produção situa-se ao longo da rodovia Transamazônica (BR 230). A espécie tem sido cultivada em diferentes sistemas de plantio com destaque aos sistemas sombreados,

CC BY NC ND

conhecidos como sistemas agroflorestais do tipo cabruca, consorciados e policultivos [3].

Na região sudeste do Pará, o estabelecimento de plantios com a cultura do cacau tem sido utilizado como estratégia para recuperação de áreas degradadas pela agropecuária, contribuindo com o reflorestamento de áreas desmatadas. Nesse contexto, a expansão sustentável do cacau tem sido benéfica para a Amazônia, integrando geração de emprego e renda à preservação da floresta [4]. Contudo, diversas atividades e recomendações devem ser seguidas para obtenção de resultados satisfatórios, considerando desde a qualidade genética das mudas, o preparo da área e tratos culturais aplicados.

Nesse contexto, o controle da matocompetição é uma das principais demandas associadas à condução inicial dos plantios de cacaueiro na região amazônica [5,6]. Essa problemática é ressaltada devido às condições climáticas tropicais de elevada temperatura e umidade, que favorecem a proliferação e o desenvolvimento de plantas daninhas que competem com a cultura por água, luz, nutrientes e espaço. Dentre as espécies, destacam-se gramíneas invasoras como o capim braquiária (*Brachiaria brizantha* Satrf) e mombaça (*Megathyrsus maximus* Cv.). Com isso, os custos associados à manutenção das áreas produtivas, representam mais de 70% do valor da mão de obra necessária para a implantação e condução inicial dos plantios de cacaueiro [6], uma vez que o controle frequente da matocompetição é extremamente necessário nos dois primeiros anos de cultivo.

O manejo da matocompetição em plantios florestais pode ser realizado pelo emprego de métodos mecânicos e químicos, isolados ou combinados [7]. No cultivo de cacaueiro, tal atividade ocorre principalmente, por meio da roçada das entrelinhas de plantio, associada à capina manual no entorno das mudas. Outra forma utilizada é a aplicação de herbicidas, contudo existem restrições de uso, como a legislação, o desenvolvimento de daninhas resistentes, efeitos fitotóxicos às plantas de cacaueiro, problemas ambientais (lixiviação de herbicidas, deriva e escoamento) e danos à saúde do trabalhador [8]. Adicionalmente, questões relacionadas ao uso de herbicidas e à crescente preocupação dos consumidores com a contaminação por agrotóxicos têm incentivado muitos produtores a buscar estratégias para reduzir ou até mesmo eliminar o controle químico de plantas daninhas [9].

A presença de plantas daninhas nos povoamentos florestais também pode representar benefícios por não deixar o solo exposto, proporcionando a redução da lixiviação de nutrientes, melhoria do microclima, redução da erosão eólica, hídrica e aumento da biodiversidade [9]. Assim, é importante encontrar um equilíbrio entre a proteção do solo e a água e o controle da competição de plantas daninhas com as árvores. A experiência dos agricultores indica que o maior investimento no manejo de plantas daninhas está diretamente relacionado com a maior produtividade de cacau [10].

Diante desse cenário, ressalta-se a necessidade do estudo de métodos sustentáveis e de menor custo para o controle da matocompetição em plantios de cacaueiro. Menciona-se ainda que estudos recentes têm demonstrado o efeito positivo de métodos físicos no coroamento das mudas florestais em áreas de restauração, como o uso do papelão, serragem, lona plástica [11] e palhada [12]. Outras estratégias desenvolvidas consistem no uso da manta têxtil de juta ou biomanta e a coroa de plantio. A primeira tem sido recomendada para uso no entorno da muda para controle da erosão e da matocompetição [13]. A coroa de plantio é uma tecnologia inovadora desenvolvida para restauração florestal em larga escala e que impede o crescimento de plantas daninhas, sobretudo de gramíneas invasoras ao redor da muda, mediante o uso de material de polietileno rígido. Em termos práticos, além de proteger o solo contra lixiviação, essa estrutura contribui para a visualização e o monitoramento das mudas em campo, podendo ser uma alternativa de uso para plantios de cacaueiro.

Assim, o objetivo deste estudo foi avaliar o efeito de diferentes métodos físicos no coroamento de mudas de *T. cacao* em sistema agroflorestal, como estratégia para o controle da matocompetição.

Material e Métodos

Caracterização da área experimental

O estudo foi conduzido em um local adjacente a uma área de preservação permanente pertencente à empresa Rancho dos Pioneiros, situada no município de Parauapebas, Pará (6°13'53.61"S e 49°52'41.21"O), com altitude média de 190 m. A área experimental possui histórico de pastejo intensivo pela atividade pecuária por mais de 20 anos e que se encontra em pousio há três anos (Figura 1).

CC BY NC ND

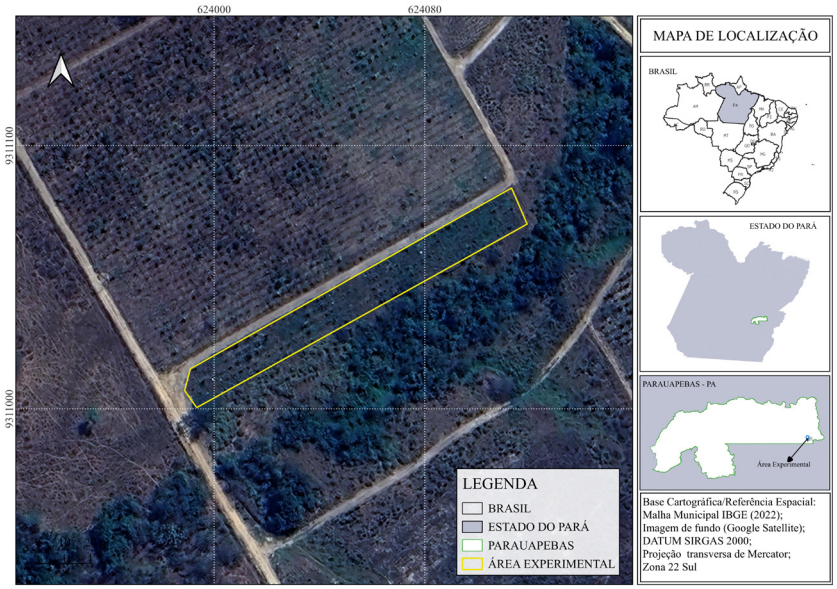


Figura 1 – Localização da área de estudo. O polígono amarelo indica a área experimental.

De acordo com a classificação de Köppen, o clima da região caracteriza-se como tropical úmido, do tipo "Am", no limite de transição para o "Aw", com temperatura e pluviosidade média anuais de 29ºC e 1.500 – 2.000 mm ano^{-1}, respectivamente [14]. Os dados climáticos do período de estudo foram obtidos com a estação meteorológica do Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (CEMADEN), vinculado ao Ministério da Ciência, Tecnologia e Inovações, Estação Betânia A230, localizada, aproximadamente, a 35 km da área experimental (Fig. 2).

Os solos da região se caracterizam predominantemente como argissolos, cuja profundidade varia de medianamente profundos a profundos e drenagem moderada [15]. O relevo da área de estudo caracteriza-se como levemente ondulado.

O preparo da área de plantio teve início em maio de 2022, com a coleta de amostras de solo e realização de análise química para aferição da acidez e fertilidade. No preparo inicial, utilizou-se herbicida não seletivo (glifosato), seguido da correção da acidez, pH 5,11 com a utilização de calcário dolomítico, 1.5 ton. ha^{-1} aplicado com o uso do trator agrícola e seguido de gradagem em área total. Adubação orgânica em cova na proporção de 2 l de cama de frango. Posteriormente, foi realizado o plantio de *Musa* spp. (bananeira), em espaçamento 3 m x 3 m com a finalidade de fornecer sombreamento inicial à cultura do cacaueiro. Além disso, foi conduzido o combate sistemático de formigas cortadeiras na área de plantio e entorno, por meio do uso de iscas formicidas a base de sulfuramida.

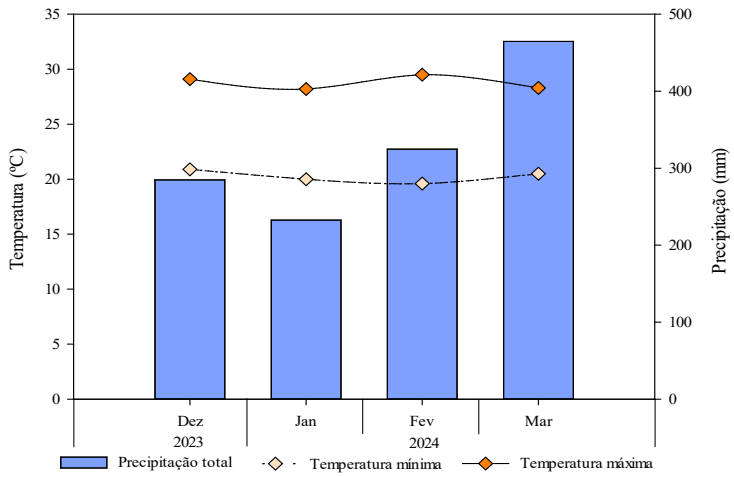


Figura 2 – Dados meteorológicos da região de estudo (precipitação total mensal, temperatura média e umidade relativa do ar média). Fonte: Estação Meteorológica Betânia A230, Centro Nacional de Monitoramento e Alertas de Desastres Naturais (2023).

O preparo das covas para implantação das mudas de cacaueiro foi feito em setembro de 2022 e consistiu na abertura semimecanizada com auxílio de motocoveador, sendo adicionados 2 l de cama de aviário como adubação orgânica. Para manutenção da área foi realizada roçada semimecanizada para controle da matocompetição nas entrelinhas.

Delineamento experimental e tratamentos

O experimento foi conduzido em delineamento de blocos ao acaso com quatro repetições, sendo as parcelas experimentais instaladas no formato linear, com as dimensões de 15 m x 3 m (45 m^2). O plantio do cacaueiro foi realizado nas entrelinhas da bananeira, em espaçamento 3 m x 3 m, totalizando cinco plantas por parcela. O plantio das mudas de cacaueiro e a instalação dos tratamentos foram realizados em dezembro de 2022.

As mudas de cacaueiro utilizadas no experimento consistiram em mudas clonais da cultivar PS1319, produzidas pelo método de enxertia e adquiridos de viveiro especializado, com altura e diâmetro do colo médios de 75 cm e 11,50 mm, respectivamente.

Os tratamentos foram compostos por métodos alternativos para o controle da matocompetição, aplicados no entorno das mudas de cacaueiro, totalizando oito tratamentos (Tabela 1 e Figura 3).

Tabela 1 – Descrição dos tratamentos testados para o controle da matocompetição no entorno de mudas de cacaueiro em sistema agroflorestal no bioma Amazônia.

Material/Tratamento	Características
Testemunha (T1)	Sem intervenção na coroa de plantio.
Convencional (T2)	Realização de capina com enxada no entorno da muda num raio de um metro (técnica usualmente adotada pela empresa).
Manta têxtil (T3)	Material enriquecido com fertilizante e herbicida pré-emergente Oxifluorfem (Fert up®)[1]. Dimensões 40 cm x 40 cm e um orifício no centro. Conforme o fabricante, cada manta possui (g de nutrientes/unidade): N 13,5; P_2O_5 2,6; K_2O 2,1; Ca 1,8; Mg 0,5; S 2,9; Zn 0,45; B 0,1; Mn 0,1; Cu 0,04.
Palhada (T4)	Material seco, existente no local. Alocação realizada considerando 90 cm de diâmetro e 10 cm de espessura no entorno da muda.
Maravalha (T5)	Obtida junto ao pólo moveleiro de Parauapebas. Alocação realizada considerando 90 cm de diâmetro e 10 cm de espessura no entorno da muda.
Papelão (T6)	Módulos confeccionados na dimensão de 90 cm de diâmetro e espessura de 3 a 5 mm.
Lona dupla face (T7)	Material de dupla face (preta e branca) com dimensão de 90 cm de diâmetro e espessura de 150μ. Alocação da face preta voltada para baixo.
Coroa de plantio (T8)	Produto comercial reutilizável de polipropileno, com proteção ultravioleta, dimensão de 90 cm de diâmetro, e 7 cm de orifício central. Composta por duas peças modulares, uma face preta por baixo e uma face branca por cima.

Para manutenção do experimento, foram realizadas roçadas mecanizadas a cada 20 dias nas entrelinhas do plantio, bem como o monitoramento das formigas cortadeiras e aplicação preventiva de formicida. Aos 60 dias após o plantio, foi realizada capina com enxada para manutenção do tratamento T2 (convencional).

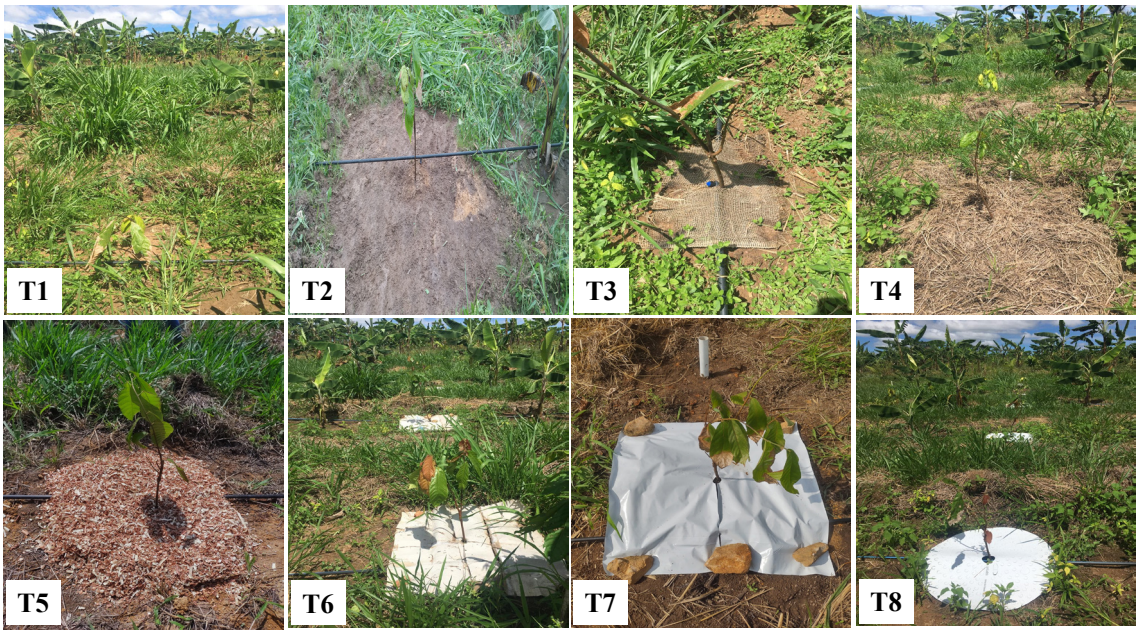


Figura 3 – Caracterização dos tratamentos utilizados para o controle da matocompetição no entono de mudas de cacaueiro em sistema agroflorestal no bioma Amazônia. Onde: T1 = representa tratamento sem intervenção; T2 = tratamento com coroamento convencional; T3 = manta de juta enriquecida com fertilizante e herbicida pré-emergente T4 = palhada; T5 = maravalha; T6 = papelão; T7 = lona dupla face (preta e branca) e T8 = coroa de plantio.

Atributos avaliados

O experimento foi conduzido por 90 dias, sendo ao final realizada a avaliação do percentual de sobrevivência, crescimento em altura, diâmetro do colo, índice de clorofila Falker *a* (ICF*a*) e *b* (ICF*b*), e eficiência dos métodos de controle sobre a densidade de matocompetição. A avaliação da sobrevivência das plantas foi realizada por meio de análise visual, mediante a contagem dos indivíduos vivos, calculando-se o percentual de sobrevivência.

A mensuração da altura (H) foi feita com auxílio de régua centimétrica, tomando-se como padrão o nível do solo até a última gema apical da planta. Para o diâmetro do colo (DC) as medições foram realizadas ao nível do solo, utilizando paquímetro digital com precisão de 0,01 mm.

Para verificar o efeito dos tratamentos sobre aspectos fisiológicos das plantas, determinou-se o índice de clorofila. Para tanto, utilizou-se um medidor eletrônico de clorofila (ClorofiLOG, CF 1030, Falker Automação Agrícola, Brasil). A avaliação foi realizada em uma planta por parcela, selecionando-se uma folha completamente expandida da porção mediana da copa. Foram realizadas duas leituras (uma em cada lado da nervura central), calculando-se a média aritmética e expressando os valores na forma de Índice de Clorofila Falker *a* (ICF*a*) e *b* (ICF*b*).

A fim de avaliar a eficiência dos métodos de controle, foi realizada a quantificação da biomassa das plantas daninhas presentes no entorno das mudas. Para isso, utilizou-se um gabarito de aço (0,30 m x 0,30 m) disposto na projeção da copa das mudas. O material existente na área do gabarito foi coletado, alocado em sacos de polietileno devidamente identificados e encaminhados ao Laboratório de Produção Vegetal da Universidade Federal Rural da Amazônia, Campus de Parauapebas. Posteriormente, o material foi transferido para embalagens de papel Kraft e submetido a secagem em estufa de circulação forçada de ar (65 °C) até obtenção de peso constante, sendo pesado em balança digital (precisão 0,001 g).

Análise dos dados

Os dados foram tabulados em planilhas eletrônicas do *software Microsoft Excel®*. Posteriormente foram analisados quanto às pressuposições de normalidade e homogeneidade de variância, respectivamente, pelos testes de Shapiro-Wilk e Bartlett. Em seguida, foi realizada análise de variância e quando constatada diferença entre os tratamentos, as médias foram comparadas pelo teste Scott-Knott ($p < 0,05$) utilizando o pacote estatístico "ExpDes.pt" [16] do *software RStudio* [17].

Resultados e Discussão

O percentual de sobrevivência das mudas de *T. cacao* aos 90 dias após o plantio foi elevado, com valores médios acima de 95% registrados para todos os tratamentos. Diversos fatores bióticos e abióticos podem influenciar a sobrevivência inicial de mudas florestais no campo. Dentre esses fatores, destacam-se a qualidade das mudas, o período e as técnicas de implantação, a intensidade das variáveis climáticas (precipitação, temperatura e umidade), bem como as condições do solo, a ocorrência de formigas cortadeiras e a presença de plantas daninhas.

Os resultados satisfatórios verificados no presente estudo podem ser atribuídos principalmente ao período adequado de plantio, caracterizado por elevada precipitação (Figura 2), bem como aos cuidados na implantação e no monitoramento. Conforme [18], a intensidade e a regularidade das precipitações no período inicial pós-plantio são fundamentais para a manutenção da umidade do solo e o reabastecimento de água para as mudas, evitando a desidratação do sistema radicular e garantindo, assim, uma elevada taxa de sobrevivência.

A análise de variância indicou que não houve efeito significativo dos tratamentos ($p < 0,05$) sobre o crescimento em altura da parte aérea (Figura 4a) e o diâmetro do colo (Figura 4b), sendo observados valores médios de 77,62 cm e 14,15 mm, respectivamente. Tais resultados possivelmente estão relacionados, principalmente, ao curto período de avaliação, ou seja, à fase inicial de estabelecimento das mudas, que não foi suficiente para a verificação de efeitos negativos da infestação de plantas daninhas sobre o crescimento de *T. cacao*. Além disso, na etapa inicial, as plantas tendem a alocar maior biomassa nas raízes em relação à parte aérea, o que contribui para a melhoria da sobrevivência [19].

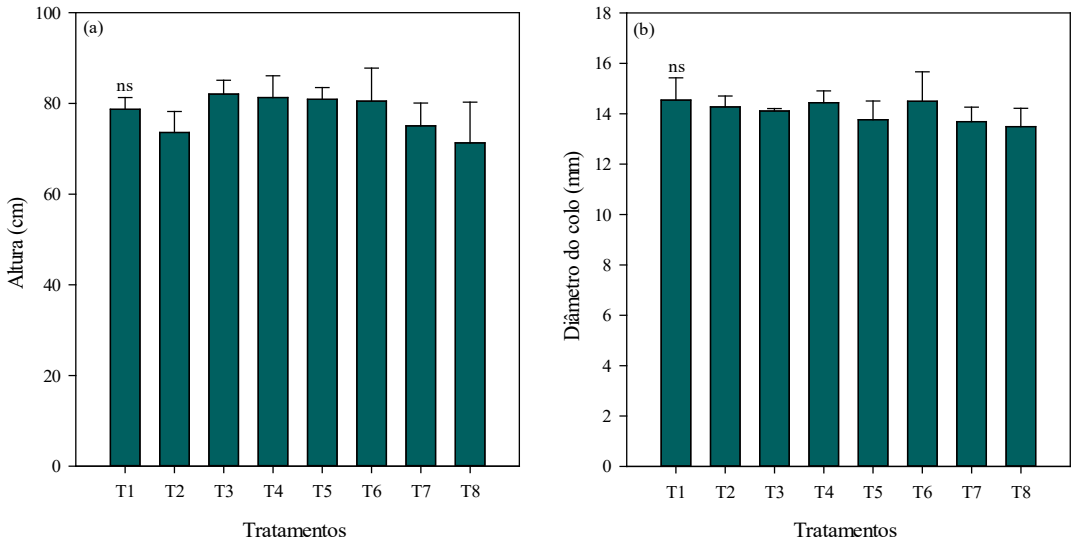


Figura 4 – Crescimento em altura da parte aérea; (a) e diâmetro do colo (b) de plantas de Theobroma cacao submetidas a diferentes métodos físicos para coroamento de mudas, aos 90 dias após o plantio. Onde: ns = não significativo pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade de erro; T1 = representa tratamento sem intervenção; T2 = tratamento com coroamento convencional; T3 = manta de juta enriquecida com fertilizante e herbicida pré-emergente T4 = palhada; T5 = maravalha; T6 = papelão; T7 = lona dupla face (preta e branca) e T8 = coroa de plantio.

Estudos que avaliaram o crescimento de espécies florestais nativas por períodos mais longos constataram o efeito positivo do uso de métodos físicos de coroamento no desenvolvimento das plantas. Zavistanovicz TC *et al.* [12] observaram um aumento na altura e no diâmetro do caule de mudas florestais em áreas de restauração após 24 meses do plantio, quando foi aplicada cobertura morta ao seu redor, um tratamento similar ao uso de palhada e maravalha. Da mesma forma, Martins SV *et al.* [20] constataram que o uso de nucleário, uma estrutura semelhante à coroa de plantio, favoreceu o crescimento em altura e diâmetro de três espécies florestais em uma área de rejeito em Minas Gerais.

Outro fator importante que influencia o desenvolvimento de plantas jovens de cacaueiro é a drenagem do solo. De acordo com Serra WS *et al.*

[21], para o cultivo de *T. cacao,* deve-se priorizar solos com boa drenagem, pois o excesso de água e a escassez de oxigênio podem causar condições de hidromorfismo, reduzindo consequentemente o crescimento e a produtividade.

Os efeitos negativos do excesso de água em plantas de *T. cacao,* especialmente quando a precipitação total excede significativamente à evapotranspiração, têm sido relatados em diversos estudos [1] [22] [23]. Essa condição restringe o fluxo de oxigênio no solo, resultando em deficiência (hipóxia) ou ausência (anóxia) de oxigenação, o que é prejudicial às plantas [24]. Segundo Da Silva Branco MC *et al.* [22], a exposição de plantas intolerantes ao excesso de água reduz a atividade fotossintética devido à baixa concentração interna de CO_2 nas folhas, causada pela limitação estomática, comprometendo assim os processos de elongação e crescimento celular em mudas de cacaueiro. Dessa forma, no presente estudo, os elevados índices pluviométricos, associados às características do sítio (área de preservação permanente, com exposição do lençol freático), podem ter contribuído para o crescimento reduzido das plantas de cacaueiro.

No que se refere ao status fisiológico das plantas, verificou-se efeito significativo dos tratamentos testados ($p < 0,05$). Os tratamentos T2 (convencional), T4 (palhada) e T6 (papelão) expressaram os melhores valores para o ICF*a* (Figura 5a) quando comparados aos demais tratamentos. Para o ICF*b* (Fig. 5b) os valores variaram de 4,1 a 6,2, onde o uso da capina convencional (T2) ou da palhada (T4) apresentaram os melhores resultados.

Os índices de clorofila são atributos indiretos que permitem inferir o teor de pigmentos fotossintéticos das plantas [25]. Maiores teores de clorofila *a* e *b* resultam em uma transferência mais eficiente de energia dos complexos antena para os centros de reação [26], promovendo maiores taxas de crescimento e produção de biomassa. Esse aumento na biomassa contribui para a expansão da área foliar e da projeção da copa, resultando em uma maior área disponível para a produção de frutos.

Em termos práticos, os resultados indicam que o uso da capina manual, da palhada morta e do papelão proporcionou melhores condições de desenvolvimento para as plantas de *T. cacao,* evidenciando a eficiência dessas práticas no condicionamento fisiológico da cultura. Assim, com base nos dados obtidos neste estudo, valores de ICF*a* e ICFb próximos a 32,0 e 6,0, respectivamente, podem ser considerados adequados para a espécie estudada.

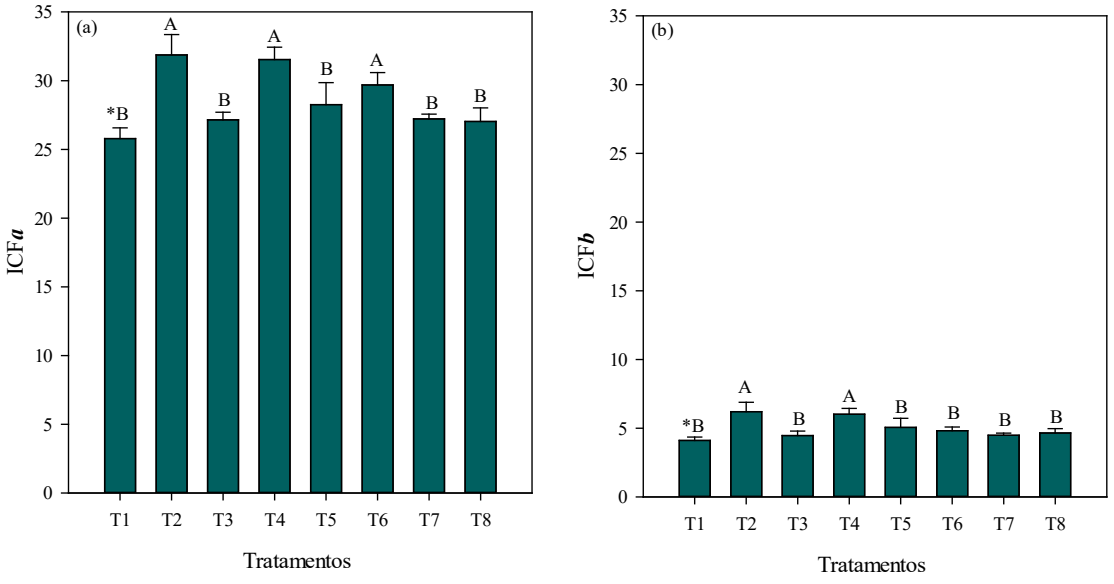


Figura 5 – Efeito de diferentes métodos físicos para coroamento de mudas de T. cacao sobre o Índice de clorofila Falker a – ICFA (a) e b - ICFB (b), aos 90 dias após o plantio. Onde: *Letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade de erro. T1 = representa tratamento sem intervenção; T2 = tratamento com coroamento convencional; T3 = manta de juta enriquecida com fertilizante e herbicida pré-emergente T4 = palhada; T5 = maravalha; T6 = papelão; T7 = lona dupla face (preta e branca) e T8 = coroa de plantio.

Em relação à alocação de matéria seca de plantas daninhas, verificou-se diferença significativa do uso dos diferentes métodos de controle (Figura 6). A maior quantidade de biomassa de plantas daninhas foi observada no tratamento onde não houve nenhum tipo de intervenção (T1).

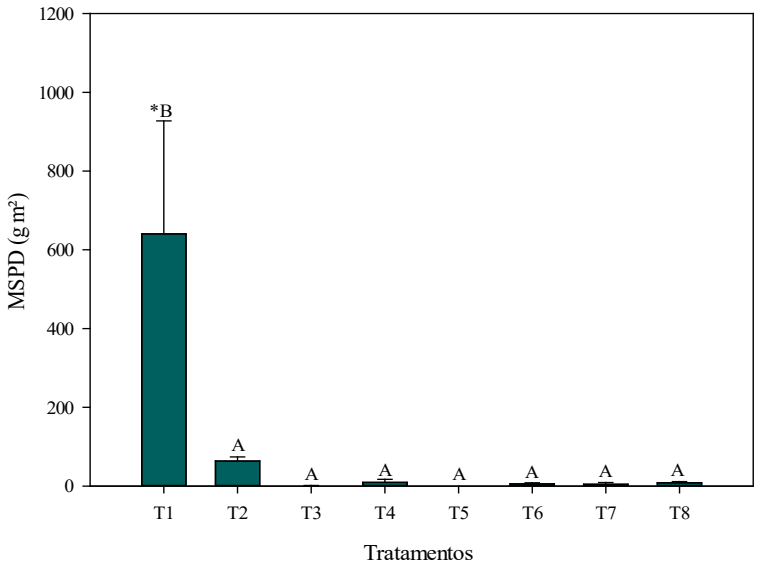


Figura 6 – Massa seca de plantas daninhas (MSPD) quantificadas na coroa das mudas de T. cacao, aos 90 dias após o plantio. Onde: *Letras maiúsculas diferentes indicam diferença significativa pelo teste de Skott-Knott a 5% de probabilidade de erro. T1 = representa tratamento sem intervenção; T2 = tratamento com coroamento convencional; T3 = manta de juta enriquecida com fertilizante e herbicida pré-emergente T4 = palhada; T5 = maravalha; T6 = papelão; T7 = lona dupla face (preta e branca) e T8 = coroa de plantio.

O uso de diferentes métodos físicos possibilitou um controle eficiente da matocompetição. Dentre as estratégias contempladas no Manejo Integrado de Plantas Daninhas, os métodos físicos desempenham um papel fundamental, destacando-se as técnicas de cobertura da superfície do solo [13]. O uso de materiais de origem orgânica, como palhada, papelão, maravalha e manta têxtil, contribui para a manutenção da umidade do solo, a redução da erosão e da compactação, a regulação térmica e a melhoria da nutrição das plantas [9].

A cobertura morta tem sido amplamente recomendada por diversos autores. Essa prática, realizada logo após o plantio das mudas, consiste na aplicação de cobertura vegetal morta, resultante da roçada ou de outros resíduos disponíveis na propriedade, como o pseudocaule de bananeira [21]. Procópio S de O *et al*. [13] verificaram que a utilização de cobertura morta garantiu a supressão das principais plantas daninhas, além de reduzir drasticamente a necessidade de aplicação de herbicidas, diminuir o consumo de água para irrigação, aumentar a matéria orgânica do solo e favorecer a liberação e o fornecimento de nutrientes.

A manta têxtil também se mostrou eficiente no controle da matocompetição, contrariando os resultados obtidos por Procópio S de O *et al.* [13], que relataram baixa eficácia da biomanta na supressão de plantas daninhas em áreas de produção de *Cocos nucifera.* Vale destacar que a manta utilizada no presente estudo continha em sua composição um herbicida pré-emergente, o que contribuiu para sua eficácia no controle da matocompetição, inibindo a germinação das sementes e, consequentemente, a emergência das plantas daninhas.

Dentre os métodos físicos testados, o uso do papelão tem se mostrado eficiente. Os resultados desta pesquisa corroboram observado por Bastos ACV *et al.* [27] em plantios de pupunheira como componente de sistemas agroflorestais e de Martins EG *et al*. [28], que demonstraram a eficácia do papelão no controle da incidência de *Brachiaria decumbens* no entorno de plantas de *Vernonia polyanthes* em sistemas agroflorestais.

Com base nos resultados observados na presente pesquisa, bem como nos estudos citados, é possível confirmar o efeito positivo da técnica de controle físico. Essa técnica bloqueia a radiação solar,

evitando que a luz incida no banco de sementes e chegue às plantas daninhas, impedindo assim sua emergência ou fotossíntese [13]. Portanto, o uso de métodos alternativos para o controle de plantas daninhas na condução de plantios de cacaueiro em sistemas agroflorestais é uma estratégia eficaz. Essa ação reduz a competição com plantas daninhas, diminui a dependência de herbicidas químicos e os custos de intervenção, contribuindo para a sustentabilidade da produção de cacau na Amazônia.

Conclusão

Durante a estação chuvosa na região amazônica, os métodos de controle testados não influenciaram no estabelecimento inicial das mudas de *T. cacao*, considerando a sobrevivência e aspectos morfológicos. Entretanto, a utilização de palhada ou o coroamento manual proporcionou melhores condições fisiológicas às mudas.

A adoção de métodos físicos para o coroamento de mudas de *T. cacao* mostrou-se eficiente como estratégia para o controle da matocompetição em plantios e futuros sistemas agroflorestais de cacaueiro. O uso de manta têxtil acrescida de herbicidas pré-emergentes, papelão, palhada proveniente da roçada, maravalha, lona dupla face e coroa de plantio demonstrou grande potencial para a supressão de plantas daninhas no entorno das mudas da espécie de interesse.

Contudo, algumas limitações do estudo devem ser consideradas, como a restrição temporal da avaliação e a influência de variações ambientais ao longo do tempo. Dessa forma, reforça-se a necessidade de investigações de longo prazo para validar os efeitos dos diferentes métodos testados sobre o crescimento, o desenvolvimento e a produção das plantas, especialmente em diferentes sistemas de manejo.

Agradecimentos

Os autores agradecem à empresa Fauna e Flora, pela disponibilização da manta têxtil; e à gestão e equipe de campo da empresa Rancho Pioneiros, pelo suporte logístico, pela cessão da área experimental e pelo auxílio na aquisição de materiais.

Referências

1. De Almeida AA, Valle RR. Ecophysiology of the cacao tree. Brazilian J Plant Physiol. 2007;19(4):425–48. doi: 10.1590/S1677-04202007000400011

2. IBGE - Instituto Brasileiro De Geografia E Estatística. Dados da safra (2022) [Intern. 2023. Disponível em: https://sidra.ibge.gov.br/tabela/1618#resultado

3. SENAR. Cacau : manejo e colheita. SENAR - Serviço Nacional de Aprendizagem, editor. Brasília; 2018. 145 p. Disponível em: https://www.cnabrasil.org.br/assets/arquivos/215-CACAU.pdf

4. Gama-Rodrigues AC, Müller MW, Gama-Rodrigues EF, Mendes FAT. Cacao-based agroforestry systems in the Atlantic Forest and Amazon Biomes: An ecoregional analysis of land use. Agric Syst. 2021 Dec;194(April):103270. doi: 10.1016/j.agsy.2021.103270

5. Konlan S, Quaye AK, Pobee P. Amon-Armah F, Dogbatse JA, Arthur A, Fiakpornu R, Dogbatzi R. Effect of weed management with glyphosate on growth and early yield of young cocoa (*Theobroma cacao* L.) in Ghana. African J Agric Res. 2019 Jul 11;14(28):1229–38. doi: 10.5897/AJAR2018.13555

6. Neto PJ da S, Neto OG da R, Santana AC de. Custos com o controle de plantas invasoras no cultivo do cacaueiro em sistemas agroflorestais. Rev Ciências Agrárias. 2009;51(1):69–82.

7. Faria JCT, Gonçalves EO, Delarmelina WM, Assumpção CRM de, Caldeira MVW. Influência da matocompetição de capim-braquiária no crescimento inicial de espécies florestais em plantio misto. Rev Ciências Agroambientais. 2018;16(1):62–71. doi: 10.5327/rcaa.v16i1.1449

8. De Barros AF, Pimentel LD, Araujo EF, De Macedo LR, Martinez HEP, Batista VAP, et al. Super absorbent polymer application in seeds and planting furrow: It will be a new opportunity for rainfed agriculture. Semin Agrar. 2017;38(4):1703–14. doi: 10.5433/1679-0359.2017v38n4p1703

9. Saha D, Cregg BM, Sidhu MK. A review of non-chemical weed control practices in christmas tree production. Forests . 2020 May 14;11(5):554. doi: 10.3390/f13020250

10. Aneani F, Ofori-Frimpong K. An analysis of yield gap and some factors of cocoa (*Theobroma cacao*) yields in Ghana. Sustain Agric Res. 2013 Sep 22;2(4):117. doi: 10.5539/sar.v2n4p117

11. Santos DS dos. Influência de diferentes materiais para controle de plantas competidoras no crescimento inicial de *Araucaria angustifolia*. Universidade Tecnológica Federal do Paraná; 2018.

12. Zavistanovicz TC, Aimi SC, Araujo MM, Berghetti ÁLP, Gomes DR, Barbosa FM. Production techniques of arboreal species seedlings and use of mulching in an altered area. Rev Árvore. 2021;45:1–11. doi: 10.1590/1806-908820210000020

13. Procópio S de O, Cintra FLD, Resende RS. Seminário sobre manejo sustentável para a cultura do coqueiro. Coberturas de solo para o manejo de plantas daninhas em áreas de produção de coco. In: Cintra FLD, Fontes HR, editors. Seminário sobre Manejo Sustentável para a Cultura do Coqueiro. 2017. p. 37–58.

14. Alvares CA, Stape JL, Sentelhas PC, de Moraes Gonçalves JL, Sparovek G. Köppen's climate classification map for Brazil. Meteorol Zeitschrift. 2013 Dec 1;22(6):711–28. doi: 10.1127/0941-2948/2013/0507

15. Santos HG dos, Jacomine PKT, Anjos LHC dos, Oliveira, V. A. de Lumbreras, J. F. Coelho MR, Almeida, J. A. de Araujo Filho, J. C. de Oliveira, J. B. de Cunha TJF. Sistema brasileiro de classificação de solos. 5th ed. Brasília: Embrapa; 2018. 456 p.

16. Ferreira E, Cavalcanti P, Nogueira D. ExpDes.pt: Experimental Designs pacakge (Portuguese). R package version 1.1.2.; 2021.

17. R Core Team. R: A Language and Environment for Statistical Computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2018.

18. Berghetti ÁLP, Araujo MM, Tabaldi LA, Turchetto F, Aimi SC, Rorato DG, et al. Morphological, physiological and biochemical traits of *Cordia trichotoma* under phosphorous application and a water-retaining polymer. J For Res. 2020 Apr 29. doi: 10.1007/s11676-020-01132-8

19. Dogbatse JA, Arthur A, Awudzi GK, Quaye AK, Konlan S, Amaning AA. Effects of organic and inorganic fertilizers on growth and nutrient uptake by young cacao (*Theobroma cacao* L.). Serrano M, editor. Int J Agron. 2021 Mar 19;2021:1–10. doi: 10.1155/2021/5516928

20. Martins SV, Braz J de P, Villa PM, Alves WVL, Valente ML, Kruschewsky GC, et al. Avaliação de nucleários como técnica de restauração florestal em Mariana, MG, Brasil. Pesqui Florest Bras. 2022 Dec 31;42:1–14. doi: 10.4336/2022.pfb.42e202002154

21. Serra WS, Sodré GA. Manual Do Cacauicultor: perguntas e respostas [Internet]. Boletim Té. Ilhéus, BA: CEPLAC/CEPEC; 2021. 190 p.

22. Da Silva Branco MC, de Almeida A-AF, Dalmolin ÂC, Ahnert D, Baligar VC. Influence of low light intensity and soil flooding on cacao physiology. Sci Hortic. 2017 Mar;217:243–57. doi: http:10.1016/j.scienta.2017.01.038

23. De Almeida J, Tezara W, Herrera A. Physiological responses to drought and experimental water deficit and waterlogging of four clones of cacao (*Theobroma cacao* L.) selected for cultivation in Venezuela. Agric Water Manag. 2016 Jun;171:80–8. doi:10.1016/j.agwat.2016.03.012

24. Sauter M. Root responses to flooding. Curr Opin Plant Biol. 2013 Jun;16(3):282–6. doi: 10.1016/j.pbi.2013.03.013

25. Araujo MM, Navroski MC, Schorn LA, Tabaldi LA, Rorato DG, Turchetto F, et al. Caracterização e análise de atributos morfológicos e fisiológicos indicadores da qualidade de mudas em viveiro florestal. In: Araujo MM, Navroski MC, Schorn LA, editors. Produção de sementes e mudas um enfoque à Silvicultura. 1st ed. Santa Maria: UFSM; 2018. p. 345–65.

26. Taiz L, Zeiger E, Moller I, Murphy A. Fisiologia e desenvolvimento vegetal. 6th ed. Porto Alegre: Artmed; 2017. 888 p.

27. Bastos ACV, Razera, R, Franco FS. Coroamento com papelão para o controle de *Brachiaria decumbens* em sistemas agroflorestais. Cadernos de Agroecologia – ISSN 2236-7934 - Anais do XI Congresso Brasileiro de Agroecologia, São Cristóvão, Sergipe - v. 15, no 2, 2020.

28. Martins EG, Neves, EJM, Santos AF, Ferreira, CA. Métodos alternativos para o controle de plantas daninhas em plantios de pupunheira como componente de sistema agroflorestal. Anais do V Congresso Brasileiro de Sistemas Agroflorestais, p. 286 – 288, 2004.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

An alien rodent on a protected island: estimating the abundance of the rock cavy on Fernando de Noronha, Brazil

Tatiane Micheletti[1]*
https://orcid.org/0000-0003-4838-8342
* Contato principal

Paulo Rogerio Mangini[2]
https://orcid.org/0000-0002-2912-2242

Vinícius P. O. Gasparotto[3]
https://orcid.org/0000-0001-7847-2364

[1] Faculdade de Silvicultura, Universidade da Colúmbia Britânica, Vancouver, BC, Canadá. <tati.micheletti@gmail.com>.

[2] Instituto Brasileiro para Medicina da Conservação/Instituto TRÍADE, Brasil. <paulomangini@triade.org.br>.

[3] Instituto de Pesquisa e Conservação de Tamanduás no Brasil, Brasil. <vpo.gasparotto@gmail.com>.

Recebido em 09/08/2023 – Aceito em 25/11/2025

Como citar:

Micheletti T, Mangini PR, Gasparotto VPO. An alien rodent on a protected island: estimating the abundance of the rock cavy on Fernando de Noronha, Brazil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 1-13. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2464

Keywords: *Kerodon rupestris*; capture-resight; exotic species; island conservation.

ABSTRACT – Understanding an alien species' population structure and dynamics is crucial to both assess its potential threat level to native environments and to plan management if needed. This is achieved by estimating population parameters. However, on island environments – especially in developing countries – logistics, cost and certain species traits may hinder data collection, resulting in sparse datasets. The present study aimed at providing preliminary estimation of survival probability and abundance of rock cavy (*Kerodon rupestris*; Caviidae: Rodentia) on the island of Fernando de Noronha using a sparse data. Using a zero-truncated poisson log-normal mixed effects model (ZPNE) we first estimated the number of individuals in one rock cavy colony (i.e., Boldró colony). Using its calculated density (number of individuals divided by colony area) and information on mapped colonies collected using satellite imagery, we calculated the island population size. The ZPNE model presented a mean survival probability of 0.5499 in 185 days, and a mean capture probability of 0.858. The extrapolation of population size estimates from the Boldró colony (21; CI95% 12 – 36 individuals) suggests that the rock cavy population in Fernando de Noronha consists of 5,473 (CI95% 3,114 – 9,622) individuals. Even with limited data and warranted caution, the present preliminary study assessed population parameters for this insular rock cavy population, contributing with valuable information for planning its management for the first time.

Um roedor exótico em uma ilha protegida: estimando a abundância do mocó (*Kerodon rupestris*) em Fernando de Noronha, Brasil

Palavras-chave: *Kerodon rupestris*; captura-observação; espécies exóticas; conservação de ilhas.

RESUMO – Compreender a estrutura e dinâmica populacional de espécies exóticas é fundamental para avaliar seu potencial nível de ameaça aos ambientes nativos e planejar, se necessário, seu manejo. Esse conhecimento é obtido por meio da estimativa dos parâmetros populacionais. No entanto, em ambientes insulares, especialmente em países em desenvolvimento, a logística, o custo e certas características das espécies podem dificultar a coleta de dados, resultando em conjuntos de dados esparsos. O presente estudo teve como objetivo fornecer uma estimativa preliminar da probabilidade de sobrevivência e da abundância do mocó (*Kerodon rupestris*; Caviidae: Rodentia) na ilha de Fernando de Noronha por meio de dados esparsos. Usando um modelo de efeitos mistos log-normais de Poisson truncado em zero (ZPNE), primeiramente estimamos o número de indivíduos em uma colônia de *K. rupestris* (a colônia Boldró). Usando a densidade calculada (número de indivíduos dividido pela área da colônia) e informações sobre colônias mapeadas coletadas por meio de imagens de satélite, calculamos o tamanho da população da ilha. O modelo ZPNE apresentou uma probabilidade média de sobrevivência de 0,5499 em 185 dias e uma probabilidade média de captura de 0,858. A extrapolação das estimativas de tamanho da população da colônia de Boldró (21; IC95% 12 - 36 indivíduos) sugere que a população de mocós em Fernando de Noronha consiste em 5.473 (IC95% 3.114 - 9.622) indivíduos. Mesmo com dados limitados e cautela justificada, o presente estudo preliminar avaliou os parâmetros populacionais dessa população insular de *K. rupestris*, contribuindo com informações valiosas para o planejamento de seu manejo pela primeira vez.

Un roedor exótico en una isla protegida: estimación de la abundancia del mocó en Fernando de Noronha, Brasil

Palabras clave: *Kerodon rupestris*; captura-avistamento; especies exóticas; conservación de islas.

RESUMEN – Comprender la estructura y la dinámica de población de una especie exótica es fundamental para evaluar su nivel de amenaza potencial para los entornos nativos y planificar, en caso necesario, su gestión. Este conocimiento se obtiene mediante la estimación de los parámetros poblacionales. Sin embargo, en islas, especialmente en países en vías de desarrollo, la logística, el costo y ciertas características de las especies pueden dificultar la recogida de datos, dando lugar a conjuntos de datos escasos. El presente estudio tiene como objetivo proporcionar una estimación preliminar de la probabilidad de supervivencia y abundancia del mocó (*Kerodon rupestris*; Caviidae: Rodentia) en la isla de Fernando de Noronha utilizando datos escasos. Utilizando un modelo log-normal de Poisson de efectos mixtos truncado en cero (ZPNE), estimamos primero el número de individuos en una colonia de mocós (la colonia de Boldró). Utilizando la densidad calculada (número de individuos dividido por el área de la colonia) y la información sobre colonias cartografiadas recogida mediante imágenes de satélite, calculamos el tamaño de la población de la isla. El modelo ZPNE mostró una probabilidad media de supervivencia de 0,5499 en 185 días y una probabilidad media de captura de 0,858. La extrapolación de las estimaciones del tamaño poblacional de la colonia de Boldró (21; IC 95% 12 - 36 individuos) sugiere que la población de mocós en Fernando de Noronha consta de 5.473 (IC 95% 3.114 - 9.622) individuos. Aun con datos limitados y una cautela justificada, este estudio preliminar evaluó los parámetros poblacionales de esta población de mocós de la isla, aportando información valiosa para planificar su gestión por primera vez.

CC BY NC ND

Introduction

A species introduced outside of its original distribution range is referred to as an alien (or adventive, exotic, foreign, introduced, non-indigenous, non-native; [1]) species. Although no general consensus exist, an alien species may also be classified as invasive, based on impacts on the new environment [2] or transposed ecological and biogeographical barriers [3][4], depending on the school of thought. In either case, when aiming at protecting natural landscapes and the whole ecosystem thereof, however, it is inadvisable to wait until negative impacts caused by known alien species in a new environment are perceived to act. In fact, when the negative effects of a biological invasion are perceived, eradication of invasive species is considerably more expensive and harder to achieve [5]. To understand to what extent an alien species may threaten a native environment or become invasive, it is first necessary to assess its population structure and dynamics, such as survival rate and abundance [6]. Such population parameters also allow for simulation of management strategies to reduce the risk of eradication failures.

However, in some cases, logistical challenges and high data collection costs may impede effective data gathering. This is especially true for island environments in developing countries due to limited personnel and financial resources. Species that are elusive or cryptic may further halt data acquisition. Under such circumstances, estimating wildlife population parameters can become challenging and the probability of generating a sparse dataset – dataset with limited data points – is increased [7]. Still, when dealing with alien species the importance of generating information for management outweighs the uncertainty that comes with analyzing sparse datasets [8].

The rock cavy (*Kerodon rupestris;* Rodentia, Caviidae) exemplifies the most recent known introduction on the island of Fernando de Noronha (Brazil), intentionally done by the military to be used as eventual food resource [9]. According to Oren [10] and Alves and Leite [11], between 1967 and 1969, four rock cavy specimens (two males and two females) were captured on the continent and released on Fernando de Noronha. Since then, its population grew on the island, benefited by the abundant presence of rocky outcrops, the species' natural *habitat* in the Caatinga, the Brazilian dryland [12]. The island of Fernando de Noronha, located in the state of Pernambuco, belongs to an archipelago with the same name. Since its discovery during the 16th century, it has been colonized by several new species. Despite its potential relevance for this island's conservation, the impacts, colonization stage, and rock cavy population parameters are still largely unknown.

Cost and logistics play an important role on rock cavy data collection on Fernando de Noronha. However, most of the absence of information on this insular rodent population is likely due to considerably low capture rates for capture-recapture studies. In the continent, trapping success has been cited as far less than 1% [13]. Lacher [13] described that the only successful method for capturing wild rock cavies in the continent was by cornering individuals with the help of dogs, and actively constraining them by hand. Zappes, Portella, and Lessa [14] described that using a combination of wires and nets the authors managed to capture one female of *Kerodon acrobata*, which was only recently described as a separate species from the *K. rupestris* [15]. The difficulties of capturing rock cavies reported in the past are still largely corroborated by recent studies [12][16][17][18][19] and inevitably lead to the generation of sparse datasets.

The present study aimed at generating unprecedented information about this insular rock cavy population such as its survival and capture probabilities, colony density and, ultimately, total population size. Such information is highly valuable for alien species management planning to protect this UNESCO World Heritage Natural site [20], even if coming from sparse datasets.

Methods

Study area

The oceanic archipelago of Fernando de Noronha is located on the Northeast of Brazil, approximately 360 km ashore. It is constituted by 21 islands and islets with the biggest one being inhabited (Ilha de Fernando de Noronha), measuring 18.4 km^2. The climate is tropical with dry (August to March) and rainy (March to August) seasons [21]. The original island vegetation was removed when it served as a prison during the 19th century, but recovered to form a xeromorphic, seasonal, deciduous vegetation, with herbaceous, shrub and forest physiognomies [22]. Of the historically registered vascular plant species, 4,2% are endemic (n=14), but it is likely that some of these species have already been extinct while invasive species such as the evergreen leucaena

CC BY NC ND

(*Leucaena leucocephala*) prosper in the archipelago [22]. Not only the climate and the rocky geology of the island, but also the relatively abundant vegetation in comparison to its original *habitat*, are a favorable environment for the rock cavy. We chose a rock cavy colony to calculate species density, as well as survival and capture rates. We define a colony as a rocky outcrop formation with defined size, where a group of rock cavies – a gregarious species – can be found. All rock cavy colonies on Fernando de Noronha compose its insular population. Even on the continent, rock cavies are rarely seen outside of their colony and direct surroundings [12], and have been shown to be displaced by tourist presence [23]. The chosen study colony is locally known as Boldró (03°50'45.23'' S, 32°25'44.80' W, *datum* WGS84), where individuals are less skittish due to the constant tourism presence.

Study species

The medium sized rock cavy, *Kerodon rupestris* (Caviidae), averages 350 mm in body length and weights up to 1,000 g [24]. Although at times reported as crepuscular [25], the rock cavy on the archipelago presents diurnal behavior. The species has a hierarchical familiar organization and relies on running and hiding on rock cracks to avoid predation, with females typically produce 1-2 offspring per litter and breeding potentially multiple times per year, especially during the rainy season [12][24][26][27]. This species has a relatively restricted geographic distribution, occurring from Piauí to northern Minas Gerais state and shows remarkable adaptability to semi-arid conditions, utilizing both terrestrial and arboreal habitats within its range [28]. These areas in northeastern Brazil receive between 400 to 1,200 mm of annual rainfall, with less than 800 mm being most common [29]. Secondary data on the species are scarce. Even regarding the continental populations, there are only 13 behavioral and ecological studies that generated some sort of information about the rock cavy [12][13][17][23][24][26][30][31][32][33][34][35]. Most of the more recent studies citing this species are focused on its morphology, parasites or genetics [15][18][25][36][37][38][39][40][41][42][43][44][45][46][47][48][49][50]1820. There are no scientific studies on this insular population.

Data Collection

Two field trips that lasted 20 days in total were performed in April and October 2014. To estimate survival and capture probabilities, as well as number of individuals in the Boldró colony (i.e., to calculate colony density) we generated two datasets, a capture-mark-recapture by observation (i.e., capture-recapture, detailed in section Capture and marking) and a population survey (i.e., counting, detailed in section Population survey and recapture). This colony was used due to the easier access both for capturing the individuals and for observations. Moreover, the individuals in the colony are more used to humans, which increases the probability of observation, and thus, our dataset for density calculation. We believe, however, that this colony is representative of the other ones observed on the island. The model used to estimate the population parameters from these datasets is described in the section zero-truncated poisson log-normal mixed effects model (ZPNE). We then searched for rock cavy colonies on the island by prospecting transects across the island (Figure 1) and calculated colony area of all those that were detected using satellite imagery. We confirmed the presence of rock cavies on colonies by actively searching for individuals, presence of latrines, and typical cavy herbivory (i.e., leaf and eventual bark consumption). These methods are described in detail in section Identification and measurement of colonies. Using the total area of colonies and the calculated density of rock cavies, we then calculated the total population size (described in the section Calculation of total population size).

CC BY NC ND

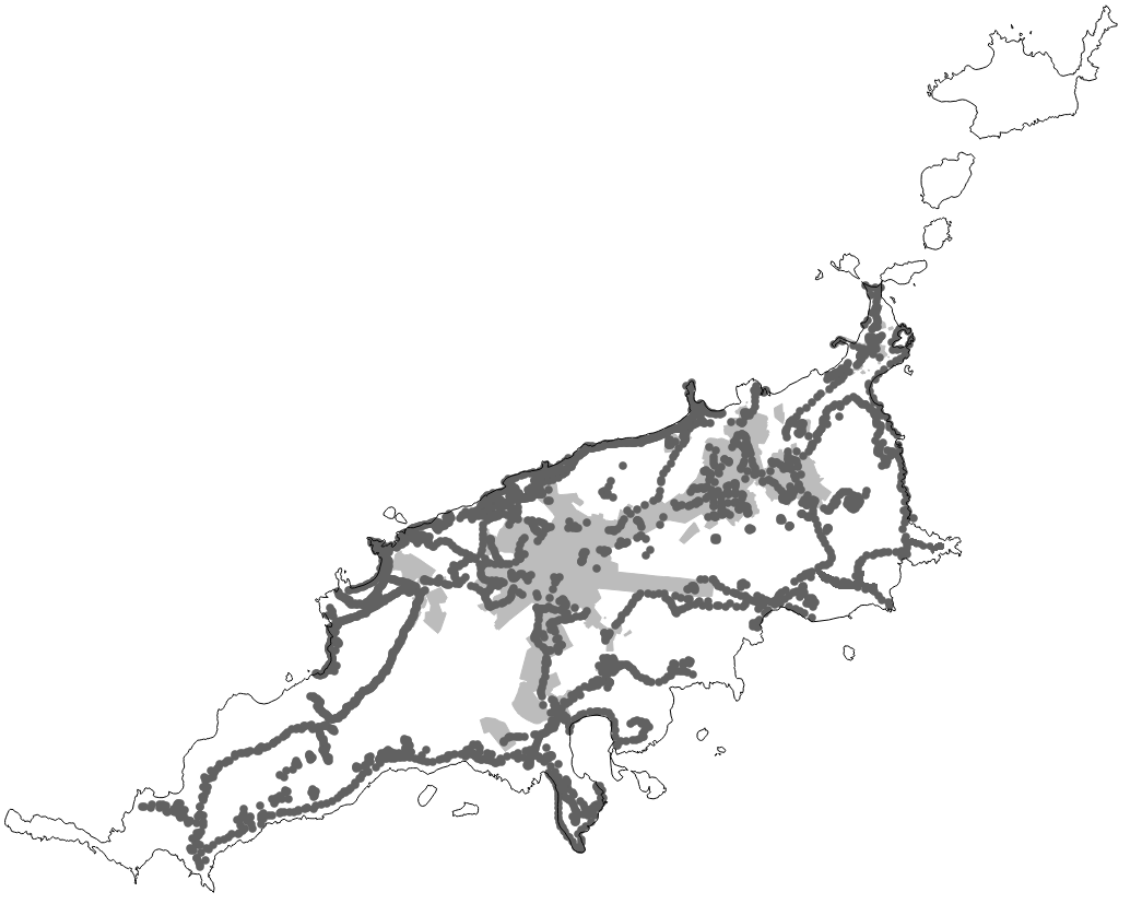


Figure 1 – Map of Fernando de Noronha archipelago, presenting in light grey the island's urbanized area, and in dark grey transects and potential rock cavy (*K. rupestris*) colonies assessed *in situ*. The *in situ* assessment was done to confirm the identification of potential rock cavy colonies in imagery captured by the ©DigitalGlobe Quickbird satellite (65 cm pan-sharpened resolution) as well as to confirm the presence and absence of rock cavies on different *habitat*.

Capture and marking

Capture and marking were performed daily, totaling five occasions on the first field trip, and 15 occasions on the second. Animals were trapped with six Tomahawk (two size 900 x 210 x 210 mm, four size 450 x 210 x 210 mm) and two Sherman (430 x 125 x 145 mm) live traps. The eight traps were baited with local and exotic tree leaves and flowers, and placed on the floor around the colony under tree shadows (to avoid death by insolation) at least 3 m apart from each other. The traps were placed strategically to maximize captures (i.e., near often visited trees). In total, eight individuals were trapped and marked. Their complete capture history can be found in Table 1. Traps were opened in the early morning after population survey observations, and closed in the end of the afternoon, comprehending a total of 1.795 hours of trap effort. Only adult individuals were captured.

Captured individuals were submitted to an anesthetic protocol of ketamine (20 mg/kg), xylazine (2 mg/kg), meperidine (15 mg/kg), midazolam (2 mg/kg) and atropine (0.04 mg/kg) IM in the pelvic member (Dr. Paulo R Mangini, DVM; licenses no. 38804-4 and 38804-5). Under anesthesia, two numbered earrings (one metal and one bright colored) were placed on the right (females) or left ear (males). As ear samples were also collected for genetic analysis (not included in this work), each individual presented a unique set of earmarks, allowing for individual identification. Both sides of marked individuals were photographed to aid posterior individual identification by observation. All marked specimens were individually identifiable throughout the study. The animals were released where captured after recovering from anesthesia. Observation of marked individuals for composing the capture-recapture datasets was performed while counting the population, as detailed below.

CC BY NC ND

Table 1 – Capture-recapture history and daily counting of rock cavies (*Kerodon rupestris*) from a colony located on the island of Fernando de Noronha, Brazil.

Field Trip	Individuals								Daily Counts
	1	2	3	4	5	6	7	8	
1	1	1	0	0	0	0	0	0	11
1	1	1	0	0	0	0	0	0	9
1	0	0	0	0	0	0	0	0	8
1	1	1	0	0	0	0	0	0	16
1	1	0	0	0	0	0	0	0	11
2	0	0	0	0	0	0	0	0	11
2	0	0	1	0	0	0	0	0	7
2	0	0	1	0	0	0	0	0	6
2	0	0	1	0	0	0	0	0	16
2	0	0	1	1	0	0	0	0	10
2	0	0	1	0	1	1	0	0	8
2	0	0	1	0	1	0	0	0	13
2	0	0	1	0	0	0	1	0	13
2	0	0	1	0	0	0	1	0	8
2	0	0	0	0	0	0	0	1	15
2	0	0	0	0	0	0	0	0	3
2	0	0	0	0	0	0	0	0	8
2	0	0	1	0	1	0	0	1	10
2	0	0	1	0	0	0	1	0	11
2	0	0	1	0	1	0	1	0	13

Population survey and recapture

A modified fixed-radius point count method was used as an abundance assessment method [51] any of which can be used to test for differences in community composition among sites, or for differences in the abundance of a given bird species among sites. These indices are (1, where the observed extent was determined by the colony area, which is clearly delimited. Observations were performed once daily, at approximately the same time (between 6:00 h am and 8:30 h am) using photographic equipment (Sony Cyber-Shot DSC-HX100V 30x Zoom) and yielded a total of 7.18 hours of observation (average of 20 minutes per day of activity). For the population survey, all visible animals were counted while individual differentiation was possible to avoid double counting. At the end of each survey day, the maximum number of different non-marked individuals seen was noted as the daily count. Notes and photographs on all observed marked individuals were taken as individual recapture information.

Zero-truncated poisson log-normal mixed effects model (ZPNE)

The chosen model for this work was the zero-truncated poisson log-normal mixed effects model [52], which we used with a sin link function due to data type and structure. The ZPNE allows different types of input data – both capture-resight and population counting datasets – and is a full-likelihood robust design, allowing for a capture 'occasion' within each field trip. This means that each day is considered a different sampling occasion with a closed population within a field trip, and open populations (i.e., death and birth) between field trips. Due to these characteristics, the ZPNE reduces uncertainty in parameters generated by sparse datasets, which is the case of the present study. Outputting survival, capture probability and population size at each sampling occasion, the ZPNE is available off-the-shelf, in the software MARK [53]. Different formulations of the ZPNE were tested and the most appropriate one ZPNE (i.e., smallest AICc) presented constant survival

(φ) probability and varying number of individuals in the colony (*N*) across field trips. Considering the colonies seem to be around carrying capacity (please see discussion regarding carrying capacity on section The rock cavy distribution, population structure, and status on the island) and there are no changes to survival pressures (i.e., stable poaching and predation rates) between the trips, such parameterization choice is easily explained.

Immigration was assumed to be irrelevant due to both the short time between field trips and as studies in captive colonies show that the rock cavy is extremely territorial and do not allow immigration to a colony which is at its carrying capacity [26]. The only study available on *K. rupestris'* social system [54] observed that emigration, and consequently immigration, involve juvenile individuals exclusively. Therefore, the parameter that accounts for 'unavailability' (γ'; or temporary emigration) was fixed to zero. Permanent emigration from the colony was effectively equivalent to mortality, as studies showed that increasing the density by even a small amount (0.09 animals/m2) in a captive experiment resulted in severe territorial disputes, with immigrant individuals typically being violently rejected and killed when attempting to join the established colony [13]. Moreover, the survival of an individual lacking the protection of the colony is also unlikely due to high predation rates of rock cavies by feral cats [55], as well as dogs and poachers. Capture by observation (p^2) and individual heterogeneity (σ) were considered to be constant through time as the landscape did not present significant changes between field trips. All colonies were also assumed to be homogenous with regards to their structure, density, and behaviour. Such assumption is necessary to allow us to calculate the insular population size. Although only available through extrapolation, such information is extremely valuable for management purposes. Considering the complete lack of information on this population, and due to the small island size and the very narrow genetic lineage, we believe it is an acceptable assumption for the time being.

Identification and measurement of colonies

Rock cavy colonies are found in open rocky formations or rocky outcrops (i.e., large stones piled up). We identified 68 colonies through 13 transects walked across all different habitats on the island, totalling ~30 km (Figure 1). We marked the location of the colonies using a GPS device (Garmin eTrex 30® and Garmin Colorado 300®) and overlayed the points on a imagery captured by the ©DigitalGlobe Quickbird satellite (65 cm pan-sharpened resolution) using the QGIS software [56]. All colonies identified on the ground were seen in the satellite imagery except for one small colony (approximately 2 m^2) observed during the transects, where the rocks were completely covered by vegetation. Additionally, we identified 32 'new' colonies in the digital imagery which were not assessable on the ground and could, therefore, only be confirmed in the imagery. All colonies were then manually measured in the imagery. To ensure imagery measurements were accurate for calculating the total colony area, the Boldró Colony was manually measured and compared to its digital measurements.

Calculation of total population size

We calculated the rock cavy density estimates for the Boldró colony by dividing the average number of individuals calculated by the ZPNE by its total area (651 m^2). These calculated densities were then multiplied by the total extent of each identified colony. The sum of all population sizes resulted in the total number of rock cavies on the archipelago. The CI95% for the entire population was calculated using a similar approach, replacing mean estimated population size by the lower and the upper confidence bounds.

Results

Faeces, herbivory and/or rock cavy individuals were observed in 100% of the surveyed colonies. Although this might not be common for the cave-dwelling rodents, all indirect signs of activity observed were recent. Population parameters' estimates generated by the ZPNE for the Boldró rock cavy colony are presented in Table 2. Across both field trips, the population remained relatively stable, while the model estimated survival probability confidence interval at 95% as between 0 and 1. Mean capture probability by observation was estimated at 0.858 (CI95% 0.597 – 0.961). The mean density estimate for the Boldró colony was 0.0316 individuals/m^2. Minimum and maximum densities found on the island were 0.018 individuals/m^2 and 0.0555 individuals/m^2, respectively. The total population size was calculated as 5,473 individuals (CI95% 3,114 – 9,622). Finally, the digital measurement of the Boldró colony presented less than 6% difference in area size (i.e., smaller) in comparison to the manual measurement. Although we only managed to measure one colony,

Table 2 – Estimates, standard error (*Std. Error*), confidence interval at 95% (*CI95%*) of the population size (*N*) for each field trip (FT), probability of observation (p^2), and survival probability in 185 days (φ) calculated by the zero-truncated poisson log-normal mixed effects (ZPNE) model, available in software MARK, for a rock cavy colony in Fernando de Noronha/PE – Brazil.

FT		*Estimates*	*Std. Error*	*CI95%*	Minimum counted
All	φ	0.5499	1,221.236	0.000 – 1.000	–
	p^2	0.858	0.087	0.597 – 0.961	–
1	*N*	19	5.822	11 – 34	16
2		22	6.268	13 – 38	

which could be improved in the future to increase reliability, this result suggests that the digital measure might be considered accurate enough to be used in this study.

Discussion

The present study assessed the distribution and estimated population parameters of the exotic rock cavy on the island of Fernando de Noronha, Brazil, for the first time. We calculated rock cavy colony density per m^2, and the total abundance of individuals for the main island of Fernando de Noronha. We also identified strengths and weaknesses of applying the ZPNE model to our rock cavy sparse dataset. Despite the challenges involved in the calculation of total population size from one to all colonies on the island, our study provides unprecedented information on the insular rock cavy population. Moreover, our results provide a warning case on the establishment of (native) species in new habitats and could support the planning of management actions for this and other exotic species.

The rock cavy distribution and population structure

According to Alves and Leite [11], within 23 years the population of rock cavies was perceived as spread across the whole main island of Fernando de Noronha. This conference abstract is, however, anecdotal; it only presents descriptive data in regards to the species' abundance on different colonies on the island. The present study confirmed rock cavy presence for all of the 68 surveyed colonies, which scientifically supports this anecdote. Neither rock cavies, its latrines, or its presence signs were observed outside a colony's surroundings. This corroborates ecological observations on the species in the continent, where the rock cavy is believed to be very restricted to this type of *habitat* [12][24][26][27].

Despite the availability of few captive studies [13][17][24][30][31][32][33], only three have generated some sort of *in situ* information on this specie's ecology [12][26][35], all in the continent. There is a complete gap of knowledge regarding this alien species on the on Fernando de Noronha. Captive studies, although rarely comparable to *in situ* ones, might improve reliability of estimates by setting maximum thresholds to these. Considering the rock cavy, captive populations to which nests, water and food were provided *ad libitum*, did not endure more than 0.09 individuals per m^2 [13]. In a recent longer-term *in situ* study (i.e., in the continent) mean rock cavy density was found to be 0.0012 (CI95% 0.0007 – 0.0022) individuals/m^2 [12].

The density calculated using the the ZPNE was 35% smaller than the estimated maximum density observed by the captive study and 26 times larger than the mean estimate calculated by the *in situ* study. This demonstrates that the rock cavy density on the island is considerably higher in comparison to the continent, and close, although still lower, than the maximum density tolerated in captivity. The last fact suggests further that the island population might be at carrying capacity. Higher density than in situ studies can be explained, by the marked wet season – which results in abundance of resources for the rock cavy – and decreased poaching and predation pressures on the island than in the continent. On the other hand, lower density than ex situ ones is easily explained by the lack of direct subsidies and existing poaching and predation of individuals *in situ*. Moreover, this demonstrated that our estimates are ecologically sound. It is important, however, to acknowledge that

the current effort only used one point of validation for the measurement of the colonies (i.e., in situ versus digital imagery), which could introduce uncertainties in the calculated densities and should be revised by future works.

Extrapolation of results from one colony to the entire island

Extrapolation of estimates and predictions is a considerable challenge to scientists, but it has become a sine qua non in ecological studies in the last decades [60]. Although there are important advantages on extrapolating data from a colony to the whole population, there are also disadvantages. Both are well described by Miller et al. [60]. As a general rule, the more severe the extrapolation, the lower the reliability of the predictions. In a context where precision is of high importance, for example when planning management of highly invasive species in favorable environments, blindly trusting information that presents low uncertainty can lead to failures in accomplishing eradications [61]. Invasive rodent eradication failures, for example, happen at least two times more often on tropical than on temperate islands, in part due to lower certainty of population parameters and their interactions with the tropical island environment [62].

On the other hand, information with high uncertainty is still better than no information and can be used as an abundance index to be monitored by further studies. Even if highly uncertain, an estimate of abundance might provide local managers and decision makers with a comprehensive context of the target species' situation, allowing for initial management feasibility discussions. Invasive species' management, for example, can be planned targeting the upper populations' abundance threshold, instead of its average. This increases the financial burden of a management plan, but is a possible trade-off to improve the chances of success. In the present case, direct scaling up the rock cavy density from a colony to the whole island is believed to be sufficient at this time due to (1) the small sized island and the (2) urgent need of information on population abundance. The information generated by the present work can be considered ecologically sound and, with caution, may be used to simulate management interventions for the rock cavy. Moreover, it may provide managers with enough information about parameters that need improved precision and those that may be sufficient for management decisions.

The ZPNE model used and its application to a sparse dataset

The zero-truncated poisson log-normal mixed effects model (ZPNE) has been extensively used and proven to provide good population estimates. Still, when it comes to using it with sparse datasets for developing management plans, generated estimates should be used cautiously. Our model, although the best option for a sparse dataset available off-the-shelf, presented two main weaknesses: (1) an uninformative confidence interval for the survival probability, and (2) a lower estimate for population size than the minimum number of individuals known to be present. Regarding the first weakness, although it is not possible directly assessing bias for real data, extreme values on standard errors of parameter's estimates might provide information regarding its accuracy. The ZPNE presented an uninformative confidence interval for survival (Table 2), due to its considerably large standard deviation. Still, even though uninformative confidence interval might indicate that some model assumptions were violated [63][64] a large standard error not necessarily mean that estimates are biased. Regarding the second weakness, the ZPNE estimated a lower confidence bound than the minimum number of individuals known to be alive, which is the known number of marked individuals summed by the total non-marked individuals counted. On the other hand, recapture probability's uncertainty was calculated to be within a reasonable interval, especially for a sparse dataset. This parameter suggested that recapture by observation is highly efficient for this species. Moreover, as previously noted, our estimates seem to be ecologically sound. However, even though we were able to estimate urgently needed population parameters of the Fernando de Noronha's rock cavy, we advise caution when using these parameter estimates for planning rock cavy management due to its high level of uncertainty.

Rock cavy management considerations

While the precautionary principle is valuable for managing known invasive species, especially during early establishment, addressing well-established populations such as the rock cavy require substantial resources and comprehensive management plans [57] prevention of its spread to non-affected areas (e.g., sites, regions, and cross-continent. While the rock cavy population has established itself beyond geographical barriers [3][4], it is critical to note that there have not been any formal impact assessments for the species.

CC BY NC ND

Biological studies should, for example, confirm the specie's potential impact on native flora and facilitation of invasive plant species. Concerns about landscape modification through rock erosion [11][58] also warrant scrutiny. Health impact assessments, including investigation of potential Chagas disease transmission [59], would also provide valuable data for informed management decisions. The priority moving forward should be a comprehensive, scientific assessment of the rock cavy's ecological impact on the main island of the archipelago. This evaluation would enable evidence-based allocation of conservation resources, ensuring that management efforts target the most significant threats to the archipelago's ecosystem.

Conclusion

Our observations show that the rock cavy is distributed across the entire island, though confined to rocky outcrops and their surroundings, similar to its habitat on the mainland. We estimated survival probability and density within one colony and used this information to calculate the total abundance of individuals on Fernando de Noronha. Future studies could enhance abundance and survival estimates, as well as recruitment rates, by developing tailored models for this species – models that can better accommodate sparse data. As demonstrated here, observational recapture is highly effective and could serve as a cornerstone for such customized models, especially for species that are difficult to trap. Although the information on population abundance could help managers understand the potential implications of this species on the archipelago, the ecological impacts of the rock cavy on the island require scientific assessment, as the population seems well established and has an important colonization potential. Importantly, we generated unprecedented information on the rock cavy population on Fernando de Noronha. While this data should be interpreted with caution due to the high uncertainty, it may nonetheless provide local managers with a foundation for initial management feasibility discussions.

Acknowledgements

CPNq (Brazilian National Council for Scientific and Technological Development) for funding the first author (246171/2012-0), Rufford Foundation (Project 15896-1), PVE/CAPES/USP (Coordination of Improvement of Higher-Level Personnel, 88881.0304552013-01), Graduate Academy of TU Dresden and the Friends of TU Dresden for the funding of field trips and presentations. TM was supported by NWT Cumulative Impact Monitoring Program (NWT CIMP, Project No. CIMP220) and by Deutsche Forschungsgemeinschaft (DFG, Project No. 529743012) during the development of this manuscript.

References

1. Richardson DM, Pyšek P, Carlton JT. A Compendium of essential concepts and terminology in invasion ecology. In: Richardson DM (ed.). Fifty years of invasion ecology: The legacy of Charles Elton. 1st ed., Hoboken, NJ, USA: Blackwell Publishing Ltd; 2011, p. 409-420.

2. Davis MA, Chew MK, Hobbs RJ, Lugo AE, Ewel JJ, Vermeij GJ, et al. Don't judge species on their origins. Nature 2011; 474: 153-154. doi: 10.1038/474153a.

3. Richardson DM, Pysek P, Rejmanek M, Barbour MG, Panetta FD, West CJ. Naturalization and invasion of alien plants: concepts and definitions. Diversity and Distributions 2000; 6: 93-107. doi: 10.1046/j.1472-4642.2000.00083.x.

4. Blackburn TM, Pyšek P, Bacher S, Carlton JT, Duncan RP, Jarošík V, et al. A proposed unified framework for biological invasions. Trends in Ecology & Evolution 2011; 26: 333-339. doi: 10.1016/j.tree.2011.03.023.

5. Simberloff D, Martin J-L, Genovesi P, Maris V, Wardle DA, Aronson J, et al. Impacts of biological invasions: what's what and the way forward. Trends in Ecology & Evolution 2013; 28: 58-66. doi: 10.1016/j.tree.2012.07.013.

6. Parker IM, Simberloff D, Lonsdale WM, Goodell K, Wonham M, Kareiva PM, et al. Impact: Toward a framework for understanding the ecological effects of invaders. Biological Invasions, 1999; 1: 3-19. doi: 10.1023/A:1010034312781.

7. Stephenson PJ, Ntiamoa-Baidu Y, Simaika JP. The use of traditional and modern tools for monitoring wetlands biodiversity in Africa: Challenges and opportunities. Front Environ Sci, 2020; 8: 61. doi: 10.3389/fenvs.2020.00061.

8. Baker CM, Bode M. Recent advances of quantitative modeling to support invasive species eradication on islands. Conservat Sci and Prac, 2021; 3. doi: 10.1111/csp2.246.

9. Schulz-Neto A. Observando aves no Parque Nacional Marinho de Fernando de Noronha: guía de campo. Brasília/DF: Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis; 1995.

CC BY NC ND

10. Oren D. Resultados de uma nova expedição zoológica a Fernando de Noronha. Boletim do Museu Paraense Emílio Goeldi, 1984; Zoologia: 19-44.

11. Alves ML, Leite LMRM. Distribuição geográfica do *Kerodon rupestris* (Mammalia, Rodentia) em Fernando de Noronha/PE, Brasil. In: Overal W (ed.). Resumos XII Congresso Latino-Americano de Zoologia / XIX Congresso Brasileiro de Zoologia, Belem: Sociedade Brasileira de Zoologia; 1992, p. 156.

12. Conceição AM, Bocchiglieri A. Population density and use of space by *Kerodon rupestris*: An endemic and threatened rodent in the semiarid areas of Brazil. Journal of Arid Environments, 2021; 186: 104425. doi: 10.1016/j.jaridenv.2020.104425.

13. Lacher T. Rates of growth in *Kerodon rupestris* and an assessment of its potential as a domesticated food source. Papéis Avulsos de Zoologia (São Paulo), 1979; 33: 67-76.

14. Zappes I, Portella A, Lessa G. Description of Karyotype of *Kerodon acrobata*, an endemic rodent in Brazilian Cerrado. Braz J Biol. 2014; 74: 251-256. doi: 10.1590/1519-6984.23512.

15. Lessa G, Gonçalves PR, Pessôa LM. Variação geográfica em caracteres cranianos quantitativos de *Kerodon rupestris* (WIED, 1820) (RODENTIA, CAVIIDAE). Arquivos do Museu Nacional, 2005; 63: 75-88.

16. Freitas RR, Rocha PLB da, Simões-Lopes PC. *Habitat* structure and small mammals abundances in one semiarid landscape in the Brazilian Caatinga. Rev Bras Zool. 2005; 22: 119-129. doi: 10.1590/S0101-81752005000100015.

17. Sousa RA, Menezes AAL. Circadian rhythm of motor activity of the Brazilian rock cavy (*Kerodon rupestris*) under artificial photoperiod. Biological Rhythm Research, 2006; 37: 443-450. doi: 10.1080/09291010600869836.

18. Xavier SCC, Vaz VC, D'Andrea PS, Herrera L, Emperaire L, Alves JR, et al. Mapping of the distribution of *Trypanosoma cruzi* infection among small wild mammals in a conservation unit and its surroundings (Northeast-Brazil). Parasitology International, 2007; 56: 119-128. doi: 10.1016/j.parint.2007.01.003.

19. Delciellos AC. Mammals of four Caatinga areas in northeastern Brazil: inventory, species biology, and community structure. Cl, 2016; 12: 1916. doi: 10.15560/12.3.1916.

20. UNESCO. Brazilian Atlantic Islands: Fernando de Noronha and Atol das Rocas Reserves 2001.

21. Serafini TZ, França GB de, Andriguetto-Filho JM. Ilhas oceânicas brasileiras: biodiversidade conhecida e sua relação com o histórico de uso e ocupação humana. RGCI, 2010; 10: 281-301. doi: 10.5894/rgci178.

22. Mello TJ, Oliveira AAD. Making a bad situation worse: An invasive species altering the balance of interactions between local species. PLoS ONE, 2016; 11: e0152070. doi: 10.1371/journal.pone.0152070.

23. Barcelos D, Vieira EM, Pinheiro MS, Ferreira GB. A before-after assessment of the response of mammals to tourism in a Brazilian national park. Oryx, 2022; 56: 854-863. doi: 10.1017/S0030605321001472.

24. Mares M, Lacher TE. Ecological, morphological and behavioral convergence in rock-dwelling mammals. Current Mammalogy, 1987; 1: 307-348.

25. Oliveira FG, Nascimento-Júnior ESD, Cavalcante JC, Guzen FP, Cavalcante JDS, Soares JG, et al. Topographic specializations of catecholaminergic cells and ganglion cells and distribution of calcium binding proteins in the crepuscular rock cavy (*Kerodon rupestris*) retina. Journal of Chemical Neuroanatomy, 2018; 90: 57-69. doi: 10.1016/j.jchemneu.2017.12.007.

26. Lacher T. The comparative social behavior of *Kerodon rupestris* and *Galea spixii* and the evolution of behavior in the Caviidae. vol. 17. Pittsburgh: Carnegie Museum of Natural History; 1981.

27. Nutt K. Socioecology of rock-dwelling rodents. In: Wolff J, Sherman PW (ed.). Rodent societies: an ecological and evolutionary perspective, Chicago and London: University of Chicago Press; 2007, p. 416-426.

28. IUCN. The IUCN Red List of Threatened Species 2016.

29. Oliveira J, Bonvicino C. Ordem rodentia. Mamíferos do Brasil, Londrina, Brazil: Universidade Estadual de Londrina; 2006, p. 347-406.

30. Lacher TE, Willig MR, Mares MA. Food preference as a function of resource abundance with multiple prey types: An experimental analysis of optimal foraging theory. The American Naturalist, 1982; 120: 297-316.

31. Roberts M, Maliniak E, Deal M. The reproductive biology of the rock cavy, *Kerodon rupestris*, in captivity: A study of reproductive adaptation in a trophic specialist. Mammalia, 1984; 48. doi: 10.1515/mamm.1984.48.2.253.

32. Tasse J. Maternal and paternal care in the rock cavy, *Kerodon rupestris*, a South American hystricomorph rodent. Zoo Biol. 1986; 5: 27-43. doi: 10.1002/zoo.1430050105.

33. Willig MR, Lacher TE. Food selection of a tropical mammalian folivore in relation to leaf-nutrient content. Journal of Mammalogy, 1991; 72: 314-321.

34. De Matos Dias D, de Campos CB, Guimarães Rodrigues FH. Behavioural ecology in a predator-prey system. Mammalian Biology, 2018; 92: 30-36. doi: 10.1016/j.mambio.2018.04.005.

35. Conceição AM, Bocchiglieri A. Temporal variation in the diet of the endemic and threatened rodent *Kerodon rupestris* in the semiarid area of Brazil. Mammalia, 2021; 85: 537-540. doi: 10.1515/mammalia-2021-0043.

36. da Silva Neto EJ. Morphology of the regiones ethmoidalis and orbitotemporalis in *Galea musteloides* Meyen 1832 and *Kerodon rupestris* (Wied-Neuwied 1820) (Rodentia: Caviidae) with comments on the phylogenetic systematics of the Caviidae. Journal of Zoological Systematics and Evolutionary Research, 2000; 38: 219-229. doi: 10.1046/j.1439-0469.2000.384135.x.

37. Oliveira M, Carter A, Bonatelli M, Ambrosio CE, Miglino MA. Placentation in the rock cavy, *Kerodon rupestris* (Wied). Placenta, 2006; 27: 87-97. doi: 10.1016/j.placenta.2004.11.012.

38. Nascimento ES, Souza APM, Duarte RB, Magalhães MAF, Silva SF, Cavalcante JC, et al. The suprachiasmatic nucleus and the intergeniculate leaflet in the rock cavy (*Kerodon rupestris*): Retinal projections and immunohistochemical characterization. Brain Research, 2010; 1320: 34-46. doi: 10.1016/j.brainres.2010.01.034.

39. Soares JG, Cavalcanti JRLP, Oliveira FG, Pontes ALB, Sousa TB, Freitas LM, et al. Nuclear organization of the serotonergic system in the brain of the rock cavy (*Kerodon rupestris*). Journal of Chemical Neuroanatomy, 2012; 43: 112-119. doi: 10.1016/j.jchemneu.2012.03.001.

40. Cavalcanti JRLP, Soares JG, Oliveira FG, Guzen FP, Pontes ALB, Sousa TB, et al. A cytoarchitectonic and TH-immunohistochemistry characterization of the dopamine cell groups in the substantia nigra, ventral tegmental area and retrorubral field in the rock cavy (*Kerodon rupestris*). Journal of Chemical Neuroanatomy, 2014; 55: 58-66. doi: 10.1016/j.jchemneu.2014.01.002.

41. de Medeiros Silva A, de Santana MAD, de Góis Morais PLA, de Sousa TB, Januário Engelberth RCG, de Souza Lucena EE, et al. Serotonergic fibers distribution in the midline and intralaminar thalamic nuclei in the rock cavy (*Kerodon rupestris*). Brain Research, 2014; 1586: 99-108. doi: 10.1016/j.brainres.2014.08.047.

42. Santos AC dos, Aro MM de, Bertassoli BM, Viana DC, Vasconcelos BG, Rici REG, et al. Morphological characteristics of the tongue of the rock cavy- *Kerodon rupestris* wied, 1820 (Rodentia, caviidae). Bioscience Journal, 2015; 31: 1174-1182. doi: 10.14393/BJ-v31n4a2015-26061.

43. Santos F, Magalhaes-Junior JT, de Oliveira Carneiro I, Lambert SM, da Silva Souza BMP, de Pauda AD, et al. Wild mammals involved in the transmission of *Trypanosoma cruzi* and food sources of *Triatoma sherlocki* in an endemic region of northeastern Brazil. Medical Vet Entomology, 2023; 37: 396-406. doi: 10.1111/mve.12641.

44. Almeida CE, Faucher L, Lavina M, Costa J, Harry M. Molecular individual-based approach on *Triatoma brasiliensis*: Inferences on Triatomine Foci, *Trypanosoma cruzi* Natural Infection Prevalence, Parasite Diversity and Feeding Sources. PLoS Negl Trop Dis, 2016; 10: e0004447. doi: 10.1371/journal.pntd.0004447.

45. Labruna MB, Nava S, Marcili A, Barbieri ARM, Nunes PH, Horta MC, et al. A new argasid tick species (Acari: Argasidae) associated with the rock cavy, *Kerodon rupestris* Wied-Neuwied (Rodentia: Caviidae), in a semiarid region of Brazil. Parasites Vectors, 2016; 9: 511. doi: 10.1186/s13071-016-1796-7.

46. Resende NR, Soares Filho PL, Peixoto PPA, Silva AM, Silva SF, Soares JG, et al. Nuclear organization and morphology of cholinergic neurons in the brain of the rock cavy (*Kerodon rupestris*) (Wied, 1820). Journal of Chemical Neuroanatomy, 2018; 94: 63-74. doi: 10.1016/j.jchemneu.2018.09.001.

47. Fundação Oswaldo Cruz, Souza MVD, Chaves SADM, Hugot J-P, Iñiguez AM. New parasite records from *Kerodon rupestris* (Rodentia, Caviidae) an endemic species to northeastern Brazil. Oecol Ast, 2020; 24: 196-203. doi: 10.4257/oeco.2020.2401.18.

48. Lima-Neiva V, Toma HK, Abrantes Aguiar LM, Lopes CM, Dias LP, Monte Gonçalves TC, et al. The connection between *Trypanosoma cruzi* transmission cycles by *Triatoma brasiliensis brasiliensis*: A threat to human health in an area susceptible to desertification in the Seridó, Rio Grande do Norte, Brazil. PLoS Negl Trop Dis, 2021; 15: e0009919. doi: 10.1371/journal.pntd.0009919.

49. Souza MV, Chaves SAM, Iñiguez AM. New observations from the intestinal fauna of *Kerodon rupestris* (Wied, 1820) (Rodentia, Cavidae), Brazil: a checklist spanning 30,000 years of parasitism. Braz J Biol. 2021; 81: 989-998. doi: 10.1590/1519-6984.232838.

50. Saldanha BM, Chame M, Nunes GKM, Sianto L, Leles D. Parasites of the Brazilian Rock Cavy, *Kerodon rupestris*: Revealing Their History in the Brazilian Semiarid Region. Journal of Parasitology 2022;108:395–402. doi: 10.1645/20-56.

51. Hutto RL, Pletschet SM, Hendricks P. A Fixed-radius Point Count Method for Nonbreeding and Breeding Season Use. The Auk 1986; 103: 593-602. doi: 10.1093/auk/103.3.593.

52. McClintock BT, White GC, Antolin MF, Tripp DW. Estimating abundance using mark-resight when sampling is with replacement or the number of marked individuals is unknown. Biometrics, 2009; 65: 237-246. doi: 10.1111/j.1541-0420.2008.01047.x.

53, McClintock BT, White GC. From NOREMARK to MARK: software for estimating demographic parameters using mark–resight methodology. Journal of Ornithology, 2012; 152: 641-650. doi: 10.1007/s10336-010-0524-x.

54. Adrian O, Sachser N. Diversity of social and mating systems in cavies: a review. Journal of Mammalogy, 2011; 92: 39-53. doi: 10.1644/09-MAMM-S-405.1.

55. Gaiotto JV, Abrahão CR, Dias RA, Bugoni L. Diet of invasive cats, rats and tegu lizards reveals impact over threatened species in a tropical island. Perspectives in Ecology and Conservation, 2020; 18: 294-303. doi: 10.1016/j.pecon.2020.09.005.

56. Quantum GIS Development Team. Development Team, 2012. Quantum GIS Geographic Information System. Open Source Geospatial Foundation Project. Free Software Foundation, India 2015.

57. Poland TM, Juzwik J, Rowley A, Huebner CD, Kilgo JC, Lopez VM, et al. Management of Landscapes for Established Invasive Species. In: Poland TM, Patel-Weynand T, Finch DM, Miniat CF, Hayes DC, Lopez VM (eds.). Invasive species in forests and rangelands of the United States, Cham: Springer International Publishing; 2021, p. 133-184. doi: 10.1007/978-3-030-45367-1_7.

58. da Rosa CA, de Almeida Curi NH, Puertas F, Passamani M. Alien terrestrial mammals in Brazil: current status and management. Biological Invasions, 2017. doi: 10.1007/s10530-017-1423-3.

59. Lilioso M, Reigada C, Pires-Silva D, Fontes FVHM, Limeira C, Monsalve-Lara J, et al. Dynamics of food sources, ecotypic distribution and *Trypanosoma cruzi* infection in *Triatoma brasiliensis* from the northeast of Brazil. PLoS Negl Trop Dis 2020; 14: e0008735. doi: 10.1371/journal.pntd.0008735.

60. Miller Jr, Turner M, Smithwick EAH, Dent CL, Stanley EH. Spatial Extrapolation: The Science of Predicting Ecological Patterns and Processes. BioScience. 2004 Apr 1; 54(4): 310-320. https://doi.org/10.1641/0006-3568(2004)054[0310:SETSOP]2.0.CO;2

61. Seymour A, Varnham K, Roy S, Harris S, Bhageerutty L, Church S, et al. Mechanisms underlying the failure of an attempt to eradicate the invasive Asian musk shrew *Suncus murinus* from an island nature reserve. Biological Conservation. 2005 Sep; 125(1): 23-35. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2005.03.005

62. Russell JC, Holmes ND. Tropical island conservation: Rat eradication for species recovery. Biological Conservation. 2015 May; 185: 1-7. https://doi.org/10.1016/j.biocon.2015.01.009

63. Breslow N. Tests of Hypotheses in Overdispersed Poisson Regression and other Quasi-Likelihood Models. Journal of the American Statistical Association. 1990 Jun; 85(410): 565-571. https://doi.org/10.1080/01621459.1990.10476236

64. Schmutz JA, Ward DH, Sedinger JS, Rexstad EA. Survival estimation and the effects of dependency among animals. Journal of Applied Statistics. 1995 Nov; 22(5-6): 673-682. https://doi.org/10.1080/02664769524531

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Being cautious about hydropower dams in the Pantanal

Leonardo Felipe Bairos Moreira[1]*
https://orcid.org/0000-0002-2753-9933
* Contato principal

Yulie Shimano[1,7]
https://orcid.org/0000-0003-2931-4719

Natália Paludo Smaniotto[2]
https://orcid.org/0000-0002-5204-6495

Gilberto Josimar Fernández Arellano[1]
https://orcid.org/0000-0002-4076-1854

Fernando Henrique Barbosa da Silva[1]
https://orcid.org/0000-0001-8418-4369

Luiza Moura Peluso[1]
https://orcid.org/0000-0003-2043-1708

Michel Fabiano Catarino[1]
https://orcid.org/0000-0002-8791-319X

Rogério Conceição Lima dos Santos[1]
https://orcid.org/0000-0002-5772-8188

Kheytiany Hellen da Silva Lopes[1]
https://orcid.org/0000-0001-6479-8099

Thiago B. F. Semedo[3,4,5]
https://orcid.org/0000-0003-4379-5993

Ricardo Eduardo Vicente[1,6]
https://orcid.org/0000-0003-2640-2537

[1] Instituto Nacional de Pesquisa do Pantanal/INPP. Universidade Federal de Mato Grosso/UFMT, Cuiabá/MT, Brasil. <leonardobm@gmail.com, shimano.yulie@gmail.com, gilberto.arellano@inpp.gov.br, fernando.barbosa@inpp.gov.br, luiza.peluso@inpp.gov.br, michel.catarino@inpp.gov.br, rogerio.santos@inpp.gov.br, kheyti.lopes@gmail.com, ricardo.vicente@inpp.gov.br>.

[2] Núcleo de Estudos da Biodiversidade da Amazônia Matogrossense/NEBAM, Instituto de Ciências Naturais, Humanas e Sociais, Universidade Federal de Mato Grosso/UFMT, Sinop/MT, Brasil. <npsmaniotto@gmail.com>.

[3] BIOPOLIS Program in Genomics, Biodiversity and Land Planning, CIBIO, Campus de Vairão, Vairão, Portugal. <thiagosemedo@gmail.com>.

[4] CIBIO, Centro de Investigação em Biodiversidade e Recursos Genéticos, Campus de Vairão, InBIO Laboratório Associado, Universidade do Porto, Vairão, Portugal. <thiagosemedo@gmail.com>.

[5] Departamento de Biologia, Faculdade de Ciências, Universidade do Porto, Porto, Portugal. <thiagosemedo@gmail.com>.

[6] Universidade Federal do Amazonas/UFAM, Manaus/AM, Brasil. <ricardo.vicente@inpp.gov.br>.

[7] Universidade Estadual de Goiás/UEG, Porangatu/GO, Brasil. <shimano.yulie@gmail.com>.

Recebido em 03/09/2024 – Aceito em 03/12/2024

Como citar:

Moreira LFB, Shimano Y, Smaniotto NP, Arellano GJF, Silva FHB, Peluso LM, Catarino MF, Santos RCL, Lopes KHS, Semedo TBF, Vicente RE. Being cautious about hydropower dams in the Pantanal. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 14-18. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2679

Keywords: Floodplain; climate change; land use; ecosystem services.

ABSTRACT – Transition energy plans from many developing countries rely on hydropower expansion as climate-friendly energy sources. However, cumulative impacts from multiple dams still need to be integrated into environmental impact assessments. Establishing better connections among the ecosystem services and dams within each river basin can enable us to identify forgone ecological benefits or optimize inevitable trade-offs. Here, we highlighted the main challenges for the Pantanal ecoregion, a broad floodplain in the shadow of a fast-track dam-building program. Synergetic effects of climate extremes, dams, and agricultural intensification have led to the shrinking of aquatic environments and, consequently, reduced regulating and supporting services, such as carbon sink and habitat provision. At this point, balancing socioeconomic and ecological needs is mandatory to maintain the Pantanal floodplain's integrity. We urge the policy communities to take basin-wide strategic planning seriously to reduce environmental costs.

CC BY NC ND

Sendo cauteloso com as barragens hidrelétricas no Pantanal

Palavras-chave: Planície de inundação; mudança climática; uso da terra; serviços ecossistêmicos.

RESUMO – Os planos de transição energética de muitos países em desenvolvimento dependem da expansão da energia hidrelétrica, como fontes de energia renováveis. Contudo os impactos cumulativos de múltiplas barragens ainda precisam ser integrados às avaliações de impacto ambiental. Estabelecer melhores conexões entre os serviços ecossistêmicos e barragens dentro de cada bacia hidrográfica nos permite identificar benefícios ecológicos perdidos ou otimizar compensações inevitáveis. Aqui, destacamos os principais desafios para a ecorregião do Pantanal, uma ampla planície de inundação à sombra de um programa acelerado de construção de barragens. Os efeitos sinergéticos dos extremos climáticos, barragens e intensificação agrícola tem levado ao encolhimento dos ambientes aquáticos e, consequentemente, à redução dos serviços de regulação e suporte, tais como sequestro de carbono e provisão de habitats. Neste sentido, equilibrar as necessidades socioeconômicas e ecológicas é obrigatório para manter a integridade da planície de inundação do Pantanal. Nós solicitamos que as comunidades políticas levem a sério o planejamento estratégico de toda a bacia para reduzir os custos ambientais.

Siendo cauteloso con las represas hidroeléctricas en el Pantanal

Palabras clave: Planicie aluvial; cambio climático; uso del suelo; servicios ecosistémicos.

RESUMEN – Los planes de transición energética de muchos países en desarrollo se basan en la expansión de la energía hidroeléctrica como fuente de energía amigable con el ambiente. Sin embargo, los impactos acumulativos de múltiples represas aún deben integrarse en las evaluaciones de impacto ambiental. Establecer mejores conexiones entre los servicios ecosistémicos y la construcción de represas dentro de cada cuenca fluvial permitirnos identificar los beneficios ecológicos perdidos u optimizar las compensaciones inevitables. En este artículo, destacamos los principales desafíos para la ecorregión del Pantanal, una gran planicie de inundación a la sombra de un programa acelerado de construcción de represas. Los efectos sinérgicos de los extremos climáticos, las represas y la agricultura intensiva han llevado a la reducción de los ambientes acuáticos y, en consecuencia, a la reducción de los servicios de regulación y suporte, tales como el secuestro de carbono y la disponibilidad de hábitat. En este punto, es obligatorio equilibrar las necesidades socioeconómicas y ecológicas para mantener la integridad de la planicie de inundación del Pantanal. Instamos a los actores políticos a que tomen en serio la planificación estratégica de toda la cuenca para reducir los costos ambientales.

Introduction

The notion of dams as sources of climate-friendly energy is a paradox. Hydropower development is essential in the Brazilian transition energy plan [1], promoting a business context for investment and industrial expansion. However, dam impacts are not minimal, and much more detailed research is needed to address the cumulative effects of multiple dams and prevent their far-reaching and costly socio-environmental consequences. The individual dams lead to river fragmentation, sediment flow disruption, and extensive modification in the landscape associated with habitat flooding and disruption of seasonal water level fluctuation [2]. Evidence showed that some tropical reservoirs emit as much greenhouse gases as fossil-fueled power plants [3][4] and that the poor dam placement has already resulted in forgone ecosystem service benefits [5]. Although food resources and other services are well-perceived by human populations, essential regulating and supporting services (e.g., water purification and *habitat* provision) associated with river floodplains are not often recognized by the general public and policy-

makers. Thus, establishing better connections among the ecosystem services and dams within each river basin can enable us to reduce or avoid the effects of future energy projects. We are already behind schedule for this analysis because what happens in a dam-regulated river does not stay in the valley-affecting all biodiversity in the floodplains downriver and the thousands of people depending on them.

Case report

The Upper Paraguay River Basin (UPRB) supports the Pantanal ecoregion, where ~30 thousand people rely on the direct fishery for sustenance [6]. Besides, the ecoregion has wetlands of significant value for humanity (around 35,000 km^2) recognized as Ramsar sites. Most Pantanal faces seasonal flood pulse triggered by river overflow and rainfall runoff. Modest differences in the flood amplitude are sufficient to determine a mosaic of vegetation types [7]. There are 41 upstream dams in the UPRB, and there are plans for another 128 to provide hydroelectric energy [6]. The operation of existing dams has already altered natural Pantanal hydrology and poses a substantial risk to the fishery resources [8][9]. For example, the Manso hydropower plant resulted in a 20% reduction in water discharge during the beginning of the rainy season, delaying the flooding in the Pantanal [10]. However, the only study on the cumulative effects of dam construction in the Upper Paraguay River Basin focuses on maintaining the fishing stocks and sediment load changes [6]. In the meantime, hydropeaking may reach far more than 100 km inside the Pantanal. Maintaining the hydrological regime is essential to the Pantanal because several organisms exhibit reproduction and dispersion patterns adjusted to these variations in the vegetation and water level [11][12][13]. For example, aquatic-terrestrial zones serve as the primary *habitat* and dispersal corridor for iconic elements of nature-based tourism in the Pantanal, such as the jaguar, marsh deer, and yellow anaconda [14][15][16].

Discussion

The current challenge is to match multiple dams with uncertainties in the river basins, such as climate change and agricultural intensification. Aquatic environments in the Pantanal have significantly decreased during the past three decades, even within protected areas [17]. Weaker flood pulses and harsher droughts are becoming routine. Meanwhile, studies indicate that some Pantanal landscape elements are more susceptible to climate change and land use intensification than others [18][19]. Intensification of human land use is a widespread phenomenon in central Brazil that may interact synergistically to affect environmental integrity [20][21].

Perhaps the most emblematic example in the Pantanal is the avulsion of the Taquari River (i.e., the river left the original bed because it was raised by silting and dried up) as a result of agricultural expansion at the top of the basin [22]. At this point, balancing socioeconomic and ecological needs is mandatory to maintain the Pantanal floodplain's integrity. The "Pantanal Statute" bill, which provides for conservation and sustainable exploitation, is under discussion at the Brazilian National Congress [23].

However, ideas conflicting with the ecoregion integrity have also gained strength. For example, the Paraguay-Paraná waterway will incur more ecological, social, and economic costs for the Pantanal ecosystem than economic benefits [24].

Changes in the water discharge (due to irrigation and dam flow control), sediment load from agricultural erosion, and water pollution by agrochemicals are impending threats to the rivers forming the Pantanal [25]. Therefore, the conservation of the Pantanal Rivers should be conditional on public policies that have science as a basis for their construction.

Optimizing UPRB dams regarding Pantanal integrity requires several steps. An obvious one is to improve the monitoring and management of energy distribution. For example, Brazil lost 13.9% of total power generated because of grid transmission issues and theft, while Pantanal states lost an average of 15.5% [26]. Given that hydropower dams are often far from large consumption centers, it is also essential to encourage micro and mini-generation inside urban centers to reduce technical distribution losses. Second, the dam capacity and the energy output in South America have been greatly affected by climate extremes [27][28].

There are several examples of drops in generation from Brazilian plants because of low streamflow. Alone, the water shortage projected by climatic forecasts signs a slowdown in hydropower expansion. So, Brazil needs to reconsider its transition energy strategy. Lastly, we urge the policy communities to take basin-wide strategic planning

CC BY NC ND

seriously to reduce environmental costs. Clear opportunities exist for optimizing dam networks for multiple ecosystem services [5].

The hydropower network needs to be revised to promote minimal changes in the geomorphic structures of UPRB. Measuring the actual impacts of dams on the Pantanal wetlands is difficult because of the variety of wetlands per se and the lack of their integration into ecosystem services assessment and regulatory permitting. In this context, addressing functional landforms and *macrohabitat* inside them is paramount [19][29]. These constitute key steps towards, among others, wetland characterizations and classifications and Pantanal ecosystem service standards.

Acknowledgements

LFBM, NPS, GJFA, FHBS, LMP, MFC, RCLS, KHSL, and REV are supported by a fellowship from Conselho Nacional de Desenvolvimento Científico e Tecnológico (CNPq) (#300953/2024-0, #350177/2024-4). TBFS is supported by a fellowship from the Portuguese Foundation for Science and Technology (FCT) (#202210212BD).

References

1. MME-Ministério de Minas e Energia, EPE-Empresa de Pesquisa Energética. Plano Nacional de Energia - PNE 2050 [Internet]. Brasília: MME/EPE; 2020. Available from: https://www.epe.gov.br/pt/publicacoes-dados-abertos/publicacoes/Plano-Nacional-de-Energia-2050

2. Wu H, Chen J, Xu J, Zeng G, Sang L, Liu Q et al. Effects of dam construction on biodiversity: A review. J Clean Prod. 2019; 221: 480-489. doi: 10.1016/j.jclepro.2019.03.001

3. Faria FAM, Jaramillo P, Sawakuchi HO, Richey JE, Barros N. Estimating greenhouse gas emissions from future Amazonian hydroelectric reservoirs. Environ Res Lett. 2015; 10: 124019. doi:10.1088/1748-9326/10/12/124019

4. Almeida RM, Shi Q, Gomes-Selman JM, Wu X, Xue Y, Angarita H et al. Reducing greenhouse gas emissions of Amazon hydropower with strategic dam planning. Nat Commun. 2019; 10: 4281. doi:10.1038/s41467-019-12179-5

5. Flecker AS, Shi Q, Almeida RM, Angarita H, Gomes-Selman JM, García-Villacorta R et al. Reducing adverse impacts of Amazon hydropower expansion. Science. 2022; 375(6582): 753-760. doi:10.1126/science.abj4017

6. ANA - Agência Nacional de Águas. Estudos de avaliação dos efeitos da implantação de empreendimentos hidrelétricos da região hidrográfica do Paraguai. [Internet]. Brasília: ANA; 2020. Available from: https://www.gov.br/ana/pt-br

7. Barbosa da Silva FH, Nunes da Cunha C, Overbeck GE. Seasonal dynamics of flooded ropical grassland communities in the Pantanal wetland. Wetlands. 2020; 40(5): 1257-1268. doi: 10.1007/s13157-020-01281-w

8. Ely P, Fantin-Cruz I, Tritico HM, Girard P, Kaplan D. Dam-induced hydrologic alterations in the rivers feeding the Pantanal. Front Environ Sci. 2020; 8: 1-17. doi: 10.3389/fenvs.2020.579031

9. Peluso LM, Mateus L, Penha J, Bailly D, Cassemiro F, Suárez Y et al. Climate change negative effects on the Neotropical fishery resources may be exacerbated by hydroelectric dams. Sci Total Environ. 2022; 828: 154485. doi:10.1016/j.scitotenv.2022.154485

10. Zeilhofer P, de Moura RM. Hydrological changes in the northern Pantanal caused by the Manso dam: Impact analysis and suggestions for mitigation. Ecol Eng. 2009; 35(1): 105-117. doi:10.1016/j.ecoleng.2008.09.011

11. Callil CT, Leite MCS, Mateus LAF, Jones JW. Influence of the flood pulse on reproduction and growth of *Anodontites trapesialis* (Lamarck, 1819) (Bivalvia: Mycetopodidae) in the Pantanal wetland, Brazil. Hydrobiologia. 2018; 810(1): 433-448. doi: 10.1007/s10750-017-3097-3

12. Araujo JM, Correa SB, Anderson J, Penha J. Fruit preferences by fishes in a Neotropical floodplain. Biotropica. 2020; 52(6): 1131-1141. doi: 10.1111/btp.12790

13. Moreira LFB, Smaniotto NP, Ferreira VL, Strüssmann C. The flood or the woods: natural history of the Red-tailed Vanzosaur in seasonal floodplains. Herpetol Conserv Biol [Internet]. 2022; 17: 85-94. Available from: https://www.herpconbio.org/Volume_17/Issue_1/Moreira_etal_2022.pdf

14. Tomas WM, Salis SM, Silva MP, Miranda Mourão G. Marsh deer (*Blastocerus dichotomus*) distribution as a function of floods in the Pantanal wetland, Brazil. Stud Neotrop Fauna Environ. 2001; 36(1): 9-13.

15. Smaniotto NP, Moreira LFB, Rivas JA, Strüssmann C. Home range size, movement, and *habitat* use of yellow anacondas. Salamandra. 2020; 56(2): 159-167.

16. Alvarenga GC, Chiaverini L, Cushman SA, Dröge E, Macdonald DW, Kantek DLZ et al. Multi-scale path-level analysis of jaguar *habitat* use in the Pantanal ecosystem. Biol Conserv. 2021; 253: 108900. doi:10.1016/j.biocon.2020.108900

17. Smaniotto NP, Moreira LFB, Semedo TBF, Carvalho F, Quintela FM, Nunes AV et al. When drought matters: changes within and outside Protected Areas from the Pantanal ecoregion. Wetlands. 2024; 44. doi: 10.1007/s13157-024-01800-z

18. Lázaro WL, Oliveira-Júnior ES, da Silva CJ, Castrillon SKI, Muniz CC. Climate change reflected in one of the largest wetlands in the world: An overview of the Northern Pantanal water regime. Acta Limnol Bras. 2020; 32: e104. doi: 10.1590/s2179-975x7619

19. Bergier I, Assine ML. Functional fluvial landforms of the Pantanal: Hydrologic trends and responses to climate changes. J South Am Earth Sci. 2022; 119: 103977. doi:10.1016/j.jsames.2022.103977

20. Diaz LCP, Pimenta FM, Santos AB, Costa MH, Ladle RJ. Patterns of land use, extensification, and intensification of Brazilian agriculture. Glob Chang Biol. 2016; 22: 2887-2903. doi: 10.1111/gcb.13314

21. Garrett RD, Koh I, Lambin EF, le Polain de Waroux Y, Kastens JH, Brown JC. Intensification in agriculture-forest frontiers: Land use responses to development and conservation policies in Brazil. Glob Environ Chang. 2018; 53: 233-243. doi.org/10.1016/j.gloenvcha.2018.09.011

22. Galdino S, Vieira LM, Pellegrin LA. Impactos ambientais e socioeconomicos na Bacia do Rio Taquari-Pantanal. Corumbá: Embrapa Pantanal; 2006.

23. Projeto de Lei 5482 [Internet]. 2020. Available from: https://legis.senado.leg.br/sdleg-getter/o?dm=8912232&ts=1718158094745&disposition=inline

24. Wantzen KM, Assine ML, Bortolotto IM, Calheiros DF, Campos Z, Catella AC et al. The end of an entire biome? World's largest wetland, the Pantanal, is menaced by the Hidrovia project which is uncertain to sustainably support large-scale navigation. Sci Total Environ. 2024; 908: 167751. doi: 10.1016/j.scitotenv.2023.167751

25. Stevaux JC, Macedo H de A, Assine ML, Silva A. Changing fluvial styles and backwater flooding along the Upper Paraguay River plains in the Brazilian Pantanal wetland. Geomorphology. 2020; 350: 106906. doi: 10.1016/j.geomorph.2019.106906

26. ANEEL. Relatório de Perda de Energia [Internet]. 2024 [cited 2024 Jun 6]. Available from: https://portalrelatorios.aneel.gov.br/luznatarifa/perdasenergias

27. Almeida RM, Fleischmann AS, Brêda JPF, Cardoso DS, Angarita H, Collischonn W et al. Climate change may impair electricity generation and economic viability of future Amazon hydropower. Glob Environ Chang. 2021; 71: 102383. doi: 10.1016/j.gloenvcha.2021.102383

28. de Jong P, Barreto TB, Tanajura CAS, Oliveira-Esquerre KP, Kiperstok A, Andrade Torres E. The impact of regional climate change on hydroelectric resources in South America. Renew Energy. 2021; 173: 76-91. doi: 10.1016/j.renene.2021.03.077

29. Nunes da Cunha C, Bergier I, Tomas WM, Damasceno-Júnior GA, Santos SA, Assunção VA et al. Classificação dos *macrohabitat* do Pantanal brasileiro: Atualização para políticas públicas e manejo de áreas protegidas. Biodiversidade Brasileira – BioBrasil. 2023; 13: 1-26. doi: 10.37002/biobrasil.v13i1.2223

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

CC BY NC ND

Mamíferos em um *habitat* fragmentado da ecorregião Complexo da Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil

Douglas de Matos Dias[1]*
https://orcid.org/0000-0001-9664-860X
* Contato principal

Frederico Bandeira Caria de Almeida[2]
https://orcid.org/0009-0009-8960-0320

Maria da Conceição Barreto de Araújo Nogueira[2]
https://orcid.org/0009-0003-5877-9803

Rodrigo Maia-Nogueira[2]
https://orcid.org/0000-0003-4630-9698

[1] Tiger Cats Conservation Initiative, Brasil. <diasdm.bio@gmail.com>.

[2] Papyrus Consultoria Ambiental, Brasil. <fredericoalmeida@somospapyrus.com.br, marianogueira@somospapyrus.com.br, rodrigonogueira@somospapyrus.com.br>.

Recebido em 07/07/2024 – Aceito em 24/01/2025

Como citar:

Dias DM, Almeida FBC, Nogueira MCBA, Maia-Nogueira R. Mamíferos em um *habitat* fragmentado da ecorregião Complexo da Chapada Diamantina, Nordeste do Brasil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 19-31. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2468

Palavras-chave: Abundância relativa; armadilhas fotográficas; espécies ameaçadas; mastofauna.

RESUMO – Os levantamentos de fauna são essenciais para compreensão e conservação da biodiversidade, pois podem subsidiar ações mais assertivas de manejo e políticas públicas. Este estudo apresenta a caracterização de uma comunidade de mamíferos em relação à riqueza e composição de espécies da Serra do Xavier, uma área antropizada da ecorregião Complexo Chapada Diamantina, no domínio da Caatinga baiana. A pesquisa de campo foi conduzida entre 2020-2022 através de métodos complementares (armadilhas de captura viva, armadilhas fotográficas e busca ativa). Foram registradas 27 espécies, sendo duas domésticas (*Bos taurus* e *Canis familiaris*). Três mamíferos silvestres registrados estão ameaçados regionalmente. *Sylvilagus brasiliensis*, *Cerdocyon thous* e *Didelphis albiventris* foram as espécies mais abundantes considerando todos os métodos. Apesar de uma riqueza representativa, considerando um *habitat* fragmentado de Caatinga, o estimador de riqueza indica que mais espécies podem ser registradas na área de estudo (S = 28). Além da considerável riqueza de espécies, a área de estudo abriga mamíferos ameaçados e sensíveis à perda de *habitat* e um predador de topo de cadeia (*Puma concolor*). No entanto, a região enfrenta uma série de pressões de origem antrópica, que inclui a caça, perda e modificação de *habitat*, intrusão de animais domésticos e atropelamentos de fauna, o que requer políticas públicas voltadas para a conservação da biodiversidade.

CC BY NC ND

Mammals in a fragmented *habitat* of the Chapada Diamantina Complex ecoregion, Northeastern Brazil

Palavras-chave: Relative abundance; camera traps; threatened species; mammal fauna.

ABSTRACT – Fauna surveys are essential for understanding and conserving biodiversity, as they can support more effective management actions and public policies. This study presents the characterization of a mammal community in terms of species richness and composition in Serra do Xavier, a human-impacted area of the Chapada Diamantina Complex ecoregion, within the Caatinga biome of Bahia. Field research was conducted between 2020-2022 using complementary methods (live traps, camera traps, and active searches). A total of 27 species were recorded, including two domestic species (*Bos taurus* and *Canis familiaris*). Three recorded wild mammals are regionally threatened. *Sylvilagus brasiliensis*, *Cerdocyon thous*, and *Didelphis albiventris* were the most abundant species across all methods. Despite a representative richness for a fragmented Caatinga habitat, the richness estimator suggests that more species could be recorded in the study area (S = 28). In addition to considerable species richness, the study area hosts threatened mammals sensitive to habitat loss and a top predator (*Puma concolor*). However, the region faces several anthropogenic pressures, including hunting, habitat loss and modification, intrusion of domestic animals, and wildlife roadkill, highlighting the need for public policies aimed at biodiversity conservation.

Mamíferos en un *hábitat* fragmentado de la ecorregión Complejo Chapada Diamantina, Noreste de Brasil

Palavras-chave: Abundancia relativa; trampas fotográficas; especies amenazadas; mastofauna.

RESUMEN – Los estudios de fauna son esenciales para la comprensión y conservación de la biodiversidad, ya que pueden apoyar acciones de manejo y políticas públicas más efectivas. Este estudio presenta la caracterización de una comunidad de mamíferos en términos de riqueza y composición de especies en Serra do Xavier, un área antropizada de la ecorregión Complejo Chapada Diamantina, en el dominio de la Caatinga de Bahía. La investigación de campo se realizó entre 2020 y 2022 mediante métodos complementarios (trampas de captura viva, trampas fotográficas y búsqueda activa). Se registraron 27 especies, incluidas dos domésticas (*Bos taurus* y *Canis familiaris*). Tres mamíferos silvestres registrados están amenazados a nivel regional. *Sylvilagus brasiliensis*, *Cerdocyon thous* y *Didelphis albiventris* fueron las especies más abundantes considerando todos los métodos. A pesar de una riqueza representativa para un hábitat fragmentado de Caatinga, el estimador de riqueza sugiere que se podrían registrar más especies en el área de estudio (S = 28). Además de la considerable riqueza de especies, el área de estudio alberga mamíferos amenazados y sensibles a la pérdida de hábitat y un depredador tope (*Puma concolor*). Sin embargo, la región enfrenta una serie de presiones de origen antrópico, que incluyen la caza, pérdida y modificación de hábitats, intrusión de animales domésticos y atropellamientos de fauna, lo que requiere políticas públicas orientadas a la conservación de la biodiversidad.

Introdução

A transformação de *habitat* é reconhecida como uma das principais ameaças à biodiversidade. Mais de 77% da superfície terrestre foi impactada pela ação humana, resultando em uma significativa perda de integridade dos habitats naturais [1]. As projeções indicam que a conversão de *habitat* que está em curso coloca em risco a sobrevivência de espécies, com os mamíferos sendo particularmente afetados [1].

O bioma Caatinga destaca-se por sua diversidade ambiental, caracterizada por um mosaico de tipos de vegetação adaptados às condições semiáridas [2]. Nas depressões sertanejas, áreas típicas de caatinga são separadas por serras que atuam como barreiras geográficas para várias espécies.

CC BY NC ND

Além disso, a Caatinga abrange uma ampla gama de formações vegetais, incluindo caatinga arbustiva e arbórea, mata seca, mata úmida, carrasco e áreas abertas com cactáceas e bromeliáceas, refletindo a complexidade de seu relevo e clima [2]. Nesse contexto, a Caatinga apresenta uma das maiores florestas tropicais sazonalmente secas do mundo [3], ocupando a maior parte da região Nordeste do Brasil. Além disso, representa uma das regiões semiáridas mais densamente povoadas [4].

Desde o período colonial essa área de floresta seca e vegetação xerófila tem sido exposta a uma série de impactos, dentre os quais destacam-se as práticas agrícolas de corte e queima, caça, o pastoreio excessivo associado à pecuária extensiva e, mais recentemente, o crescimento dos empreendimentos de geração e distribuição de energia, que tem impulsionado uma série de modificações em paisagens [5].

Essas atividades têm contribuído para um contínuo processo de degradação, que varia desde a redução da cobertura vegetal até a fragmentação do *habitat*. Estudos indicam que a pressão antropogênica sobre a Caatinga tem aumentado ao longo dos anos, resultando em uma perda significativa de cobertura florestal, estimada em 53% [6]. Esses fatores antrópicos, seja de forma individual ou sinérgica, acabam por impactar negativamente a mastofauna [5][7].

Os mamíferos desempenham um papel crucial na manutenção do equilíbrio ecológico em diversos ecossistemas [8], e a Caatinga não é exceção. No entanto, apesar de sua importância, a escassez de estudos em muitas áreas dessa região [9], combinada com as altas taxas de desmatamento que assolam a Caatinga, têm contribuído para uma crescente preocupação em relação à conservação da mastofauna. De fato, a situação é alarmante, pois em nível estadual, 18 espécies de mamíferos encontram-se ameaçadas, todas elas com ocorrência no bioma Caatinga [10]. Além disso, de acordo com um estudo recente, 85% das espécies de mamíferos que ocorrem na Caatinga, perderão *habitat* adequados a sua sobrevivência em decorrência dos efeitos das mudanças climáticas induzidas pelo homem [11]. Essa realidade ressalta a urgência de intensificar os esforços de conservação e pesquisa para proteger não apenas a rica diversidade biológica desse bioma endêmico do Brasil, mas também os serviços ecossistêmicos vitais que ele oferece.

Diante desse cenário, os estudos de levantamento de fauna desempenham um papel crucial na compreensão e conservação da biodiversidade, especialmente em zonas de lacuna amostral, onde os dados são escassos ou inexistentes. Em um contexto global de rápida modificação e perda de *habitat*, essas áreas assumem uma importância ainda maior, pois frequentemente abrigam espécies ameaçadas, pouco conhecidas, endêmicas ou de distribuição incerta. Investigar a fauna nessas regiões não apenas contribui para preencher lacunas no conhecimento científico, mas também permite identificar áreas de alta biodiversidade que podem exigir medidas de conservação urgentes.

Adicionalmente, tais estudos fornecem *insights* valiosos sobre os efeitos das atividades humanas nos ecossistemas e nas populações animais, orientando estratégias de manejo e políticas de conservação mais eficazes [12]. Portanto, investir em levantamentos de fauna em zonas de lacuna amostral é fundamental para promover a conservação da biodiversidade e garantir a sustentabilidade dos ecossistemas em um mundo em constante mudança. Neste contexto, o objetivo desse estudo foi caracterizar a composição e riqueza de mamíferos não voadores de uma área de Caatinga na região central do estado da Bahia, Nordeste do Brasil, e fornecer dados importantes sobre a ocorrência de espécies na região.

Material e Métodos

Área de estudo

O estudo foi conduzido em uma área fragmentada do bioma Caatinga, situada entre os municípios de Iraquara, Souto Soares e Mulungu do Morro no estado da Bahia, na localidade conhecida por Serra do Xavier (Figura 1). A área está inserida na ecorregião Complexo da Chapada Diamantina no domínio da Caatinga [2] e localiza-se no entorno do corredor de conservação composto pelo Parque Nacional Chapada Diamantina e Parque Estadual Morro do Chapéu.

O relevo desta ecorregião é bastante acidentado e configura-se a mais elevada do domínio da Caatinga, com altitudes podendo ultrapassar 2.000 m, havendo variação do clima, com um gradiente de precipitação que pode ultrapassar 1.000 mm nas partes mais elevadas [2]. Na área de estudo a pluviosidade média anual é de 740 mm, com as temperaturas médias anuais mínima e máxima de 17.4ºC e 27.7ºC, respectivamente. O período chuvoso se concentra entre novembro e abril e o período seco de maio a outubro [13].

A vegetação da ecorregião da Chapada Diamantina é formada por um mosaico fitofisionômico que inclui caatingas, cerrados, campos rupestres e diferentes tipos de matas secas e úmidas. Nas encostas das serras e partes mais elevadas predominam as matas mais úmidas [2]. Localmente, a área de estudo apresenta-se bem heterogênea do ponto de vista vegetacional, incluindo manchas de floresta estacional, áreas de transição (entre floresta e manchas de caatinga-arbórea, caatinga-arbustiva) e áreas antropizadas (mosaico de caatinga-arbustiva, campos agrícolas, pastagens e edificações).

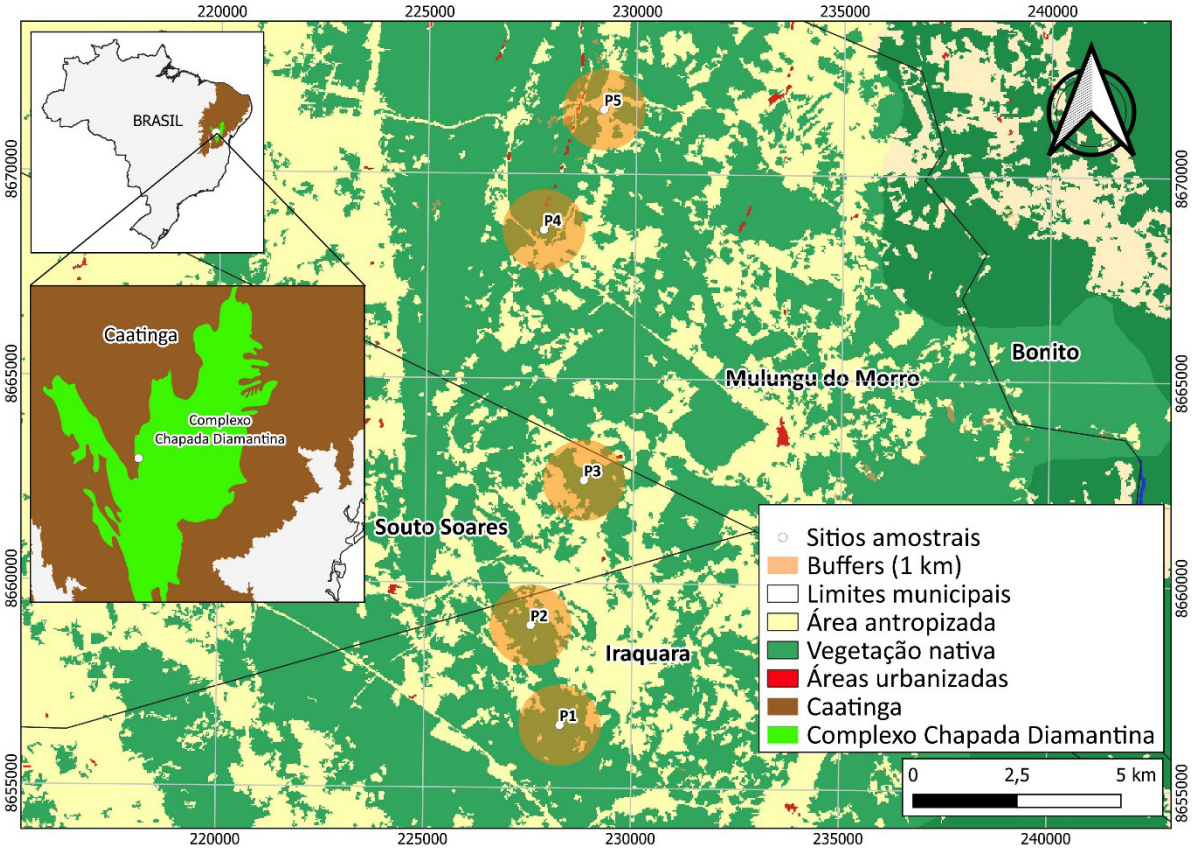


Figura 1 – Localização dos sítios amostrais de mamíferos na Serra do Xavier, ecorregião Complexo da Chapada Diamantina/BA. Base cartográfica/MapBiomas 2022.

Coleta de dados

As atividades de amostragem em campo foram realizadas durante o período compreendido entre os meses de setembro de 2020 e janeiro de 2022, distribuídas em cinco campanhas de amostragem em campo, com duração média de quatro dias cada. Inicialmente, durante as duas primeiras campanhas, foram selecionados e amostrados cinco sítios. A partir da terceira campanha, devido à necessidade de um replanejamento do estudo, a amostragem foi concentrada em três sítios amostrais (P1, P2 e P3). Ao término do estudo, foram totalizados 24 dias de amostragem em campo.

Foram utilizados três métodos de amostragem: armadilhas de captura viva (*live-traps*), armadilhas fotográficas (*cameras-traps*) e busca ativa em transectos. As armadilhas e transectos foram distribuídos igualmente em uma área de *buffer* de 1 km de raio a partir da coordenada central de cada sítio amostral.

Para a captura de pequenos mamíferos (massa corporal < 1 kg) na área de estudo, foram utilizadas armadilhas do tipo Sherman e Tomahawk. Em cada um dos cinco sítios amostrais, foram estabelecidos dois transectos, cada um composto por 10 estações de captura equidistantes em 20 m. Cada estação era composta por duas armadilhas, uma alocada no solo e outra na altura do sub-bosque, a fim de capturar espécies terrestres e arborícolas/escansoriais. Ao todo foram utilizadas 40 *live-traps*. As armadilhas foram iscadas com uma mistura de pasta de amendoim,

fubá, óleo de sardinha e banana e permaneceram ativas por 24 horas em cada sítio amostral, sendo revisadas no início da manhã. Após esse período, as armadilhas eram realocadas para a estação amostral seguinte, totalizando um esforço amostral de 760 armadilhas/dia.

Os animais capturados foram identificados e submetidos à biometria. Após esses procedimentos, os animais foram marcados com brincos metálicos de identificação modelo CA1 na orelha direita e soltos no mesmo local de captura. Os trabalhos de campo para os pequenos mamíferos seguiram as orientações da *American Society of Mammalogists* (Sikes e Animal Care and Use Committee of the American Society of Mammalogists, 2016). Nenhum espécime foi coletado neste estudo para compor material tombo ou coleções científicas.

Para o monitoramento dos mamíferos de maior porte foram utilizadas armadilhas fotográficas modelo Bushnell®. Conforme mencionado, inicialmente foram amostrados cinco sítios (duas primeiras campanhas), totalizando 15 armadilhas fotográficas, sendo três por sítio amostral. A partir da terceira campanha, apenas três sítios amostrais foram monitorados, resultando em nove armadilhas fotográficas em uso.

As armadilhas fotográficas foram instaladas em troncos de árvores e ao longo de trilhas. Os equipamentos foram programados para operar continuamente durante 24h/dia gravando vídeos de 10 segundos (intervalo de 10s entre registros). Os registros gravados foram considerados independentes quando as imagens de cada espécie foram obtidas em intervalos ≥ 1h em cada ponto (14). As armadilhas foram instaladas no início da campanha e recolhidas ao final, totalizando um esforço amostral de 288 armadilhas/dia.

Adicionalmente, foi implementado o método de busca ativa. O método consiste na procura por registros diretos (visualizações e vocalizações) e indiretos (pegadas, fezes, pelos, tocas, entre outros) através do deslocamento durante o início da manhã em trajetos pré-definidos em estradas e trilhas pré-existentes. Para isso, em cada um dos cinco sítios foram estabelecidos dois transectos de 500 m, totalizando 19 km percorridos, considerando que foram 10 transectos nas duas primeiras campanhas e seis transectos a partir da terceira campanha. Por fim, registros oportunísticos obtidos durante deslocamentos na área, foram considerados apenas para compor a lista de espécies, não sendo inseridos nas análises de dados.

Análise dos dados

A suficiência amostral foi estimada por meio da elaboração de curva de acumulação de espécies. A riqueza (*S*) potencial da área foi estimada através do estimador não paramétrico Jackknife de primeira ordem, tendo os dias de amostragem como unidade de esforço. Optou-se por esse estimador de riqueza por ser um método eficiente em fornecer estimativas conservadoras e confiáveis em situações de detecções limitadas (15). A análise foi realizada usando o ambiente de desenvolvimento livre R 4.3, considerando apenas as espécies silvestres registradas pelos métodos padronizados. O índice abundância relativa (relative abundance index – RAI) (16) foi calculado usando a taxa de captura de cada espécie ponderada pelo esforço amostral (número de registros individuais*100/esforço amostral), considerando separadamente as armadilhas/dia de *cameras-trap* e *live-traps* e, metros percorridos em transectos de busca ativa. Especificamente na análise do RAI foram incluídos os registros de mamíferos domésticos para avaliar sua representatividade na comunidade estudada.

Por fim, foi avaliado o estado de conservação de cada espécie em nível estadual [17], nacional [18] e global [19], através das listas vermelhas de espécies ameaçadas do estado da Bahia, do Ministério do Meio Ambiente do Brasil e da União Internacional para a Conservação da Natureza, respectivamente.

Resultados

Considerando os registros obtidos por meio de armadilhas fotográficas, live-traps, busca ativa e observações oportunísticas, foram registradas 27 espécies de mamíferos, distribuídas em 14 famílias e 8 ordens. Dentre essas, 13 foram classificadas como pequenos mamíferos (peso < 1 kg), enquanto 14 foram identificadas como espécies de médio e grande porte (peso ≥ 1 kg) [20], incluindo duas espécies domésticas (*Bos taurus* e *Canis familiaris*) (Tabela 1). Três espécies encontram-se em estado de ameaça no estado da Bahia, duas em nível nacional e uma em nível global, o gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*), a jaguatirica (*Leopardus pardalis*), o gato-mourisco (*Herpailurus yagouaroundi*) e a onça-parda (*Puma concolor*). A cuíca-pequena (*Cryptonanus agricolai*) e o punaré (*Thrichomys laurentius*) são considerados deficientes em dados em escala global.

CC BY NC ND

Tabela 1 – Mamíferos registrados na Serra do Xavier, ecorregião Complexo da Chapada Diamantina/BA. Método de registro: armadilha fotográfica (Af), captura (Cp), busca ativa (Ba), oportunísticos (Op). Estado de conservação: nível estadual, nacional e global segue os critérios da IUCN: Pouco preocupante (Least concern = LC); Dados deficientes (Data Deficient = DD); Vulnerável (Vulnerable = VU); Ameaçado (Endangered = EN). *Espécies registradas de forma oportunística, fora da amostragem padronizada.

Táxon	Nome popular	N	Método de registro	Categoria de ameaça		
				Bahia	Brasil	Global
DIDELPHIMORPHIA						
Didelphidae						
Cryptonanus agricolai	Cuíca-pequena	1	Cp	LC	LC	DD
Didelphis albiventris	Gambá-de-orelha-branca	38	Cp, Ba	LC	LC	LC
Gracilinanus agilis	Cuíca-graciosa	17	Cp	LC	LC	LC
Marmosa demerarae	Catita	10	Cp	LC	LC	LC
*Marmosops incanus**	Cuíca-cinzenta	2	Op	LC	LC	LC
*Monodelphis domestica**	Cuíca-marrom	1	Op	LC	LC	LC
PILOSA						
Myrmecophagidae						
*Tamandua tetradactyla**	Tamanduá-mirim	1	Op	LC	LC	LC
CINGULATA						
Dasypodidae						
Dasypus novemcinctus	Tatu-galinha	1	Af	LC	LC	LC
Chlamyphoridae						
Euphractus sexcinctus	Tatu-peba	2	Ba	LC	LC	LC
CETARTIODACTYLA						
Bovidae						
Bos taurus	Gado-doméstico	22	Af, Ba	-	-	-
PRIMATES						
Cebidae						
Callithrix jacchus	Sagui-de-tufo-branco	1	Op	LC	LC	LC
CARNIVORA						
Canidae						
Canis familiaris	Cachorro-doméstico	10	Af	-	-	-
Cerdocyon thous	Cachorro-do-mato	47	Af, Ba	LC	LC	LC
Felidae						
Leopardus tigrinus	Gato-do-mato	5	Ba	**VU**	**EN**	VU
*Leopardus pardalis**	Jaguatirica	1	Op	LC	LC	LC
Herpailurus yagouaroundi	Gato-mourisco	2	Af, Ba	**VU**	**VU**	LC
Puma concolor	Onça-parda	2	Ba	**VU**	LC	LC
Mephitidae						
Conepatus semistriatus	Cangambá	3	Ba	LC	LC	LC
Procyonidae						
Procyon cancrivorus	Guaxinim	5	Ba	LC	LC	LC

CC BY NC ND

Táxon	Nome popular	N	Método de registro	Categoria de ameaça		
				Bahia	Brasil	Global
LAGOMORPHA						
Leporidae						
Sylvilagus brasiliensis	Tapeti	50	Af, Ba	LC	LC	-
RODENTIA						
Cricetidae						
Akodon sp.	Rato-do-chão	1	Cp	-	-	LC
Cerradomys sp.	Rato-do-chão	15	Cp	-	-	LC
Oligoryzomys sp.	Rato-do-mato	2	Op	-	-	-
Wiedomys pyrrhorhinos	Rato-de-fava	2	Cp	LC	LC	LC
Echimyidae						
Thrichomys laurentius	Punaré/rabudo	1	Cp	LC	LC	DD
Trinomys albispinus	Rato-de-espinho	7	Cp	LC	LC	LC
Sciuridae						
Guerlinguetus sp.	Esquilo	1	Ba	-	-	-

Os resultados revelaram uma comunidade bem representativa, com um total de 21 espécies de mamíferos silvestres devidamente registradas. Além disso, a aplicação do estimador Jackknife indicou uma estimativa mais abrangente, sugerindo a presença potencial de 28 (SD ± 3) espécies na área estudada (Figura 2).

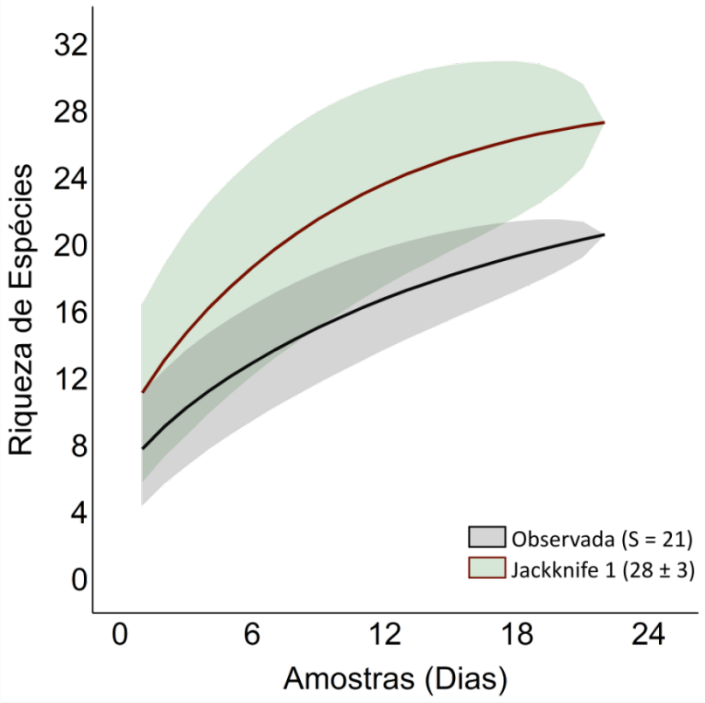


Figura 2 – Curva de acumulação de espécies observadas e estimativa de riqueza de mamíferos amostrados na Serra do Xavier, ecorregião Complexo da Chapada Diamantina/BA.

As ordens Rodentia (S = 7), Carnívora (S = 7) e Didelphimorphia (S = 6) foram as mais representativas em relação à riqueza de espécies. Considerando método *live-traps*, foram realizadas 56 capturas de 10 mamíferos de pequeno porte (peso < 1 kg), incluindo *Didelphis albiventris* (peso > 1 kg) que foi a terceira espécie mais abundante, sendo superada apenas por *Gracilinanus agilis* e o roedor do gênero *Cerradomys* (Tabela 2).

Tabela 2 – Abundância total (N) e índice de abundância relativa (RAI) de mamíferos capturados por live-traps na Serra do Xavier, ecorregião Complexo da Chapada Diamantina/BA.

Táxon	Nome popular	Registros (N)	RAI
Gracilinanus agilis	Cuíca	16	2.11
Cerradomys sp.	Rato-do-chão	15	1.97
Didelphis albiventris	Gambá-de-orelha-branca	8	1.05
Trinomys albispinus	Rato-de-espinho	7	0.92
Marmosa demerarae	Catita	3	0.39
Wiedomys pyrrhorhinos	Rato-de-fava	2	0.26
Oligoryzomys sp.	Rato-do-mato	2	0.26
Akodon sp.	Rato-do-chão	1	0.13
Cryptonanus agricolai	Cuíca-pequena	1	0.13
Thrichomys laurentius	Punaré/rabudo	1	0.13

Através das armadilhas fotográficas, foram obtidos 109 registros de nove espécies, sendo duas domésticas (*Bos taurus* e *Canis familiaris*). O marsupial *D. albiventris* também está entre as espécies mais abundantes para este método, seguido do gado-doméstico *B. taurus* e do cachorro-do-mato *Cerdocyon thous* (Figura 3).

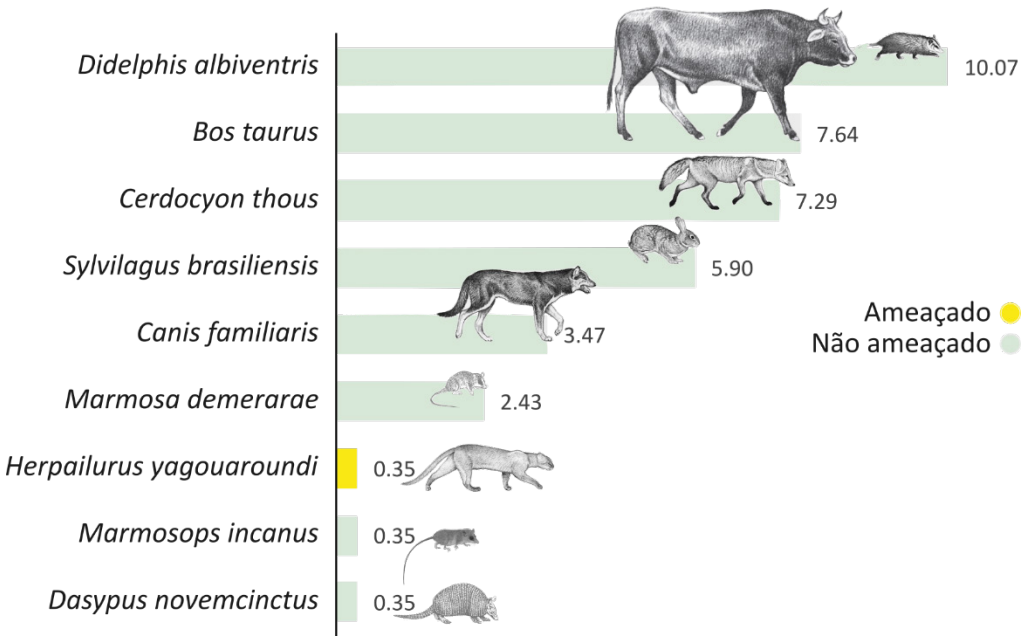


Figura 3 – Índice de abundância relativa (RAI) de mamíferos amostrados com armadilhas fotográficas na Serra do Xavier, ecorregião Complexo da Chapada Diamantina/BA. Espécies listadas na lista vermelha do Brasil [18] são destacadas de acordo com a categoria de ameaça. Ilustrações adaptada de De Angelo et al. [20].

Os mamíferos com o maior número de registros e, consequentemente maiores índices de abundância relativa nas buscas ativas em transectos foram *Sylvilagus brasiliensis* e *C. thous* (Figura 4). Destaca-se que cinco mamíferos foram registrados exclusivamente por esse método, são eles *Conepatus semistriatus*, *Euphractus sexcinctus*, *Guerlinguetus* sp., *Procyon cancrivorus* e *Puma concolor*.

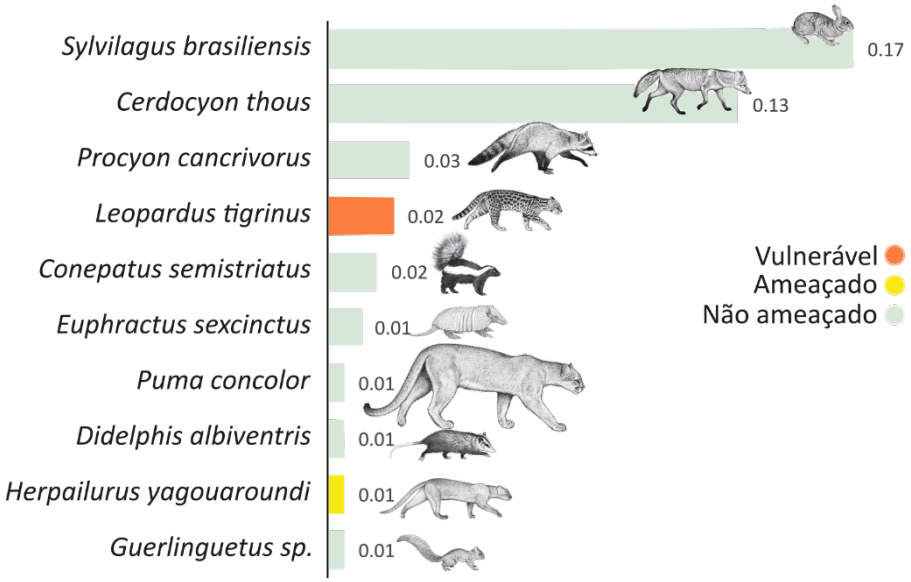


Figura 4 – Índice de abundância relativa (RAI) de mamíferos amostrados através da busca ativa na Serra do Xavier, ecorregião Complexo da Chapada Diamantina/BA. Espécies listadas na lista vermelha do Brasil [18] são destacadas de acordo com a categoria de ameaça. Ilustrações adaptada de De Angelo et al. [20].

Espécies como *Callithrix jacchus*, *Monodelphis domestica* e *Tamandua tetradactyla* foram registras ocasionalmente fora das amostragens padronizadas.

Discussão

Neste estudo, foi conduzida uma investigação sobre a diversidade e composição de mamíferos em uma área específica do Complexo Chapada Diamantina. Os resultados obtidos na Serra do Xavier, com a identificação de 25 espécies de mamíferos silvestres, destacam-se no contexto da diversidade regional, especialmente considerando os desafios enfrentados pela Caatinga baiana, como a caça e a alteração de *habitat*.

A riqueza observada é comparável a estudos em áreas protegidas, como o Boqueirão da Onça onde foram registradas 26 espécies [22] e a Chapada Diamantina com 28 espécies [23] e, superior a áreas mais antropizadas como a Serra de Santana, onde foram registrados 15 mamíferos [24], evidenciando o potencial da região para a conservação da fauna. No entanto, as diferenças nos métodos de coleta e no esforço amostral entre os estudos ressaltam a importância de interpretações cautelosas. Por exemplo, no estudo realizado na Serra de Santana, situada no município de Senhor do Bomfim, os pesquisadores empregaram exclusivamente o método de busca ativa em transectos durante um período de sete meses [24].

Em contrapartida, no estudo realizado na Chapada Diamantina, foi empregada uma combinação de métodos, incluindo consulta de espécimes depositados em museus, captura de pequenos mamíferos com armadilhas vivas e entrevistas com moradores locais [23]. Já na região do Parque Nacional e da Área de Proteção Ambiental Boqueirão da Onça, foram utilizadas busca ativa e *cameras-trap* para estudar mamíferos [22]. É importante ressaltar que os autores mencionados focaram apenas em mamíferos de médio e grande porte. A relevância desses estudos é evidenciada pelo fato de serem poucos os artigos publicados sobre mamíferos na Caatinga baiana, o que reforça a necessidade de ampliar a pesquisa na região, tanto para entender melhor a biodiversidade local quanto para desenvolver estratégias de manejo e proteção

CC BY NC ND

que mitiguem os impactos antrópicos. Assim, o estudo na Serra do Xavier contribui significativamente para preencher lacunas no conhecimento e para valorizar a importância ecológica dessa área pouco explorada.

A curva de acumulação de espécies revelou uma estimativa (Jack1 = 28) que supera o número de espécies observadas (S = 21), indicando a necessidade de um esforço amostral mais substancial para uma representação mais precisa da riqueza de espécies na área de estudo. É pertinente destacar que algumas espécies com potencial ocorrência na área não foram registradas, incluindo o veado-catingueiro (*Subulo gouazoubira*), a cutia (*Dasyprocta* sp.), o mocó (*Kerodon rupestris*), preá (*Galea spixii*), quati (*Nasua nasua*), furão (*Galictis cuja*) e irara (*Eira barbara*). A ausência desses mamíferos pode ser atribuída à sua baixa densidade na localidade, falha na detecção devido o esforço amostral empregado ou à extinção local devido às atividades antrópicas como a caça e desmatamentos.

Dentre os mamíferos registrados, destacam-se o esquilo (*Guerlinguetus* sp.), e o gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*). O registro de *Guerlinguetus* sp. na Serra do Xavier ressalta a importância dessa área para o entendimento da mastofauna da Caatinga. Este táxon foi mencionado em entrevistas conduzidas no Parque Nacional da Chapada Diamantina [23], localizado aproximadamente 35 km ao sul da Serra do Xavier. Pesquisas recentes têm avaliado a taxonomia e distribuição das espécies de Sciurini, destacando a lacuna amostral para esse grupo na diagonal seca brasileira, compreendendo a Caatinga e o Cerrado [25][26]. Diante disso, torna-se imperativo realizar pesquisas direcionadas a esse grupo de roedores, com o objetivo de contribuir para o avanço do conhecimento sobre esse táxon ainda pouco explorado.

O gato-do-mato (*Leopardus tigrinus*), também conhecido como gato-pintadinho, enfrenta uma série de desafios significativos em relação à sua sobrevivência, sendo o felino mais ameaçado do Brasil. Na Bahia, esse felino está classificado como vulnerável (VU) em nível estadual, refletindo as pressões ambientais e a perda de *habitat* dentro desse contexto específico.

Além disso, a situação se agrava em âmbito nacional, onde é classificado como espécie ameaçada (EN), indicando uma preocupação mais ampla com sua preservação em todo o país. A gravidade da situação se estende globalmente, sendo também considerado vulnerável (VU) em escala global, evidenciando os desafios que esta espécie enfrenta em termos de conservação em toda sua área de distribuição [27]. A ocupação de *L. tigrinus* tende a ser maior em *habitat* mais conservados e distantes de assentamentos agrícolas [28], enfatizando sua sensibilidade aos distúrbios antrópicos. Nesse sentido, esse pequeno felino é considerado raro e apresenta populações reduzidas, mesmo em áreas naturais extensas, mas que estão sujeitas à modificação de *habitat* devido ao desenvolvimento econômico [29][30].

Um estudo recente que reavaliou não só a distribuição do gato-do-mato, mas que também atualizou o arranjo taxonômico do complexo *tigrinus*, descrevendo uma nova espécie para o gênero, traçou um retrato alarmante para a conservação [31]. Com base na distribuição histórica, os autores estimaram uma redução de 56% da área de distribuição de *L. tigrinus*. Essas novas restrições de distribuição são ainda mais reduzidas quando se considera o *habitat* que já não é considerado adequado para esse pequeno felino. Mas a perda de *habitat* não é a única ameaça à sobrevivência do gato-do-mato. Algumas delas, incluindo atropelamentos e perseguições devido a conflitos, são partilhadas com outras espécies de felinos silvestres [31]. Além disso, evidências sugerem que a presença do gato-do-mato é afetada negativamente pela densidade de jaguatiricas (*Leopardus pardalis*).

Nessa interação ecológica, os gatos-do-mato são obrigados a segregarem espacial e/ou temporalmente para evitar encontros agonísticos com jaguatiricas [29][32]. Essa dinâmica é consistente com a hipótese conhecida como "*efeito pardalis*", na qual as jaguatiricas podem exercer um impacto adverso sobre os felinos simpátricos menores devido ao potencial de predação intraguilda. Isso pode se refletir em uma distribuição alterada dos felinos menores, como o *L. tigrinus* [33]. No entanto, não é possível dizer se essas interações ecológicas estão afetando de alguma forma o gato-do-mato na Serra do Xavier, tendo em vista que foi obtido apenas um registro de jaguatirica na região e de forma oportunística.

Além das ameaças citadas acima, a caça também é uma atividade de origem antrópica que pode comprometer a persistência de mamíferos em uma determinada localidade, seja pelo abate direto de indivíduos ou pela redução de presas naturais. A caça é uma prática profundamente enraizada na cultura brasileira [7]. No domínio da Caatinga, a modificação de *habitat* e a caça ilegal têm se intensificado muito nos últimos anos, especialmente em áreas onde grandes empreendimentos do setor

elétrico têm se estabelecido, isso porque inúmeros acessos são abertos em áreas anteriormente remotas, facilitando assim o deslocamento de caçadores [7].

Durante o trabalho de campo, indícios de caça foram encontrados na área de estudo. Somado a isso, o trânsito de veículos é um fator adicional de preocupação, pois acarreta em mortalidades de animais silvestres por atropelamentos. Em abril de 2021, um indivíduo de *Puma concolor* supostamente atropelado, foi encontrado numa estrada de acesso à Serra do Xavier. Embora não esteja ameaçado em nível nacional, no âmbito da Caatinga, *P. concolor* se encontra em estado preocupante, classificado como Em Perigo [34].

Outra ameaça potencial aos mamíferos silvestres está relacionada à presença de animais domésticos nos ambientes naturais. Os resultados deste levantamento apontam que o gado (*Bos taurus*) e cães domésticos (*Canis familiaris*) apresentam índices de abundância relativa superiores à maioria das espécies silvestres. Isso é preocupante tendo em vista os impactos que esses animais podem causar no ambiente e na vida silvestres. Bovinos competem com mamíferos nativos por espaço e fontes de água, deslocando-os e impedindo o seu acesso a esses recursos [35]. Os cães domésticos percorrem distâncias mais longas e aumentam a ameaça de transmissão de doenças [30]. Além disso, foram avistados cães vagando em todas as estações amostrais onde foram registrados mamíferos silvestres, sugerindo uma ampla área de influência dos cães na Serra do Xavier.

Destaca-se que as espécies de felinos registradas neste estudo são alvo de planos ação nacionais para a conservação. Especificamente para os pequenos felinos, o objetivo 4 do PAN Pequenos Felinos prevê a identificação das áreas de ocorrência e a quantificação da abundância relativa de animais domésticos e pequenos felinos. Diante disso, este estudo desempenha um papel crucial contribuindo com informações para o PAN Pequenos Felinos ao fornecer informações essenciais sobre as áreas de ocorrência e a abundância relativa de animais domésticos e pequenos felinos. Ao identificar as regiões onde esses animais são mais comuns e quantificar sua presença, o estudo oferece uma base importante para o desenvolvimento de estratégias de conservação e manejo adequadas. Além disso, ao entender melhor a distribuição e a abundância desses animais, os gestores de políticas podem implementar medidas mais eficazes para mitigar conflitos entre humanos e felinos, promovendo a coexistência harmoniosa.

Os registros oportunísticos de espécies como *Callithrix jacchus*, *Monodelphis domestica* e *Tamandua tetradactyla* são importantes para complementar a lista de espécies da Serra do Xavier, ampliando o conhecimento sobre a biodiversidade local. Esses registros são particularmente valiosos porque muitas vezes ocorrem em contextos e momentos em que não estão sendo aplicados métodos padronizados de amostragens. Em uma região como a Serra do Xavier, onde a diversidade de mamíferos é impactada por atividades humanas como a caça e a alteração de *habitat,* tais informações complementares são fundamentais para uma compreensão mais ampla da fauna local.

Concluindo, relata-se aqui o estudo de mamíferos em uma área de Caatinga para o estado da Bahia, Nordeste do Brasil, uma região ainda subamostrada para o grupo. Essa área de estudo abriga uma importante comunidade de mamíferos, incluindo espécies ameaçadas, mas também indica ausências relevantes, como cervos (veado-catingueiro), roedores (pacas, cutias, preás, mocós) e alguns carnívoros (furão, quati, irara).

Os resultados reforçam a importância de estudos como esse no âmbito da região semiárida brasileira. Lamentavelmente, muitos pesquisadores dão pouca importância para inventários de fauna, no entanto, dados como esses são de extrema relevância para o conhecimento acerca da ocorrência e distribuição das espécies. Isso fica muito evidente nas reuniões para avaliação do estado de conservação das espécies, pois muitas dúvidas surgem durante o mapeamento da distribuição real de muitos mamíferos por falta de informações sobre locais de ocorrência. Ademais, diante da riqueza biológica e da vulnerabilidade da Serra do Xavier, recomenda-se a implementação de políticas públicas que estabeleçam áreas protegidas na região, promovendo assim, corredores de conservação entre o Parque Nacional Chapada Diamantina e o Parque Estadual Morro do Chapéu.

Referências

1. Kuipers KJJ, Hilbers JP, Garcia-Ulloa J, Graae BJ, May R, Verones F, et al. *Habitat* fragmentation amplifies threats from *habitat* loss to mammal diversity across the world's terrestrial ecoregions. One Earth. 2021 Oct 22; 4(10): 1505-1513.

2. Velloso AL, Sampaio EVSB, Giulietti AM, Barbosa MRV, Castro AAJ, Queiroz LP, et al. Ecorregiões da Caatinga. 1a. Velloso AL, Sampaio EVSB, Pareyn FGC (eds.). Recife: Associação Plantas do Nordeste; Instituto de Conservação Ambiental The Nature Conservancy do Brasil; 2002. 76.

3. Miles L, Newton AC, DeFries RS, Ravilious C, May I, Blyth S, et al. A global overview of the conservation status of tropical dry forests. J Biogeogr. 2006; 33: 491-505

4. Ribeiro EMS, Ribeiro EMS, Santos BA, Santos BA, Leal IR. Chronic anthropogenic disturbance drives the biological impoverishment of the Brazilian Caatinga vegetation. Journal of Applied Ecology. 2015; 52: 611-620.

5. Dias DM, Massara RL, Campos CB, Rodrigues FHG. Human activities influence the occupancy probability of mammalian carnivores in the Brazilian Caatinga. Biotropica. 2019; 51(2).

6. MapBiomas. Coleção da Série Anual de Mapas de Uso e Cobertura da Terra do Brasil. 2022. Projeto MapBiomas.

7. Dias DM, Ferreguetti ÁC, Rodrigues FHG. Using an occupancy approach to identify poaching hotspots in protected areas in a seasonally dry tropical forest. Biol Conserv. 2020; 251.

8. Bogoni JA, Peres CA, Ferraz KMPMB. Effects of mammal defaunation on natural ecosystem services and human well being throughout the entire Neotropical realm. Ecosyst Serv. 2020 Oct 1; 45.

9. Carmignotto AP, Astúa D. Mammals of the Caatinga: Diversity, Ecology, Biogeography, and Conservation. In: Silva J, Leal I, Tabarelli M. (eds) Caatinga: The Largest Tropical Dry Forest Region in South America. Springer, Cham. 2017.

10. Cassano CR, De Almeida-Rocha JM, Alvarez MR, Bernardo CSS, Bianconi GV, Campiolo S, et al. Primeira avaliação do *status* de conservação dos mamíferos do estado da Bahia, Brasil. Oecologia Australis. 2017 Jan 1; 21(2): 156-170.

11. Moura MR, Oliveira GA, Paglia AP, Pires MM, Santos BA. Climate change should drive mammal defaunation in tropical dry forests. Glob Chang Biol. 2023 Dec 1; 29 (24): 6931-6944.

12. Magioli M, Morato RG, Camargos VL. Mammals from biodiversity-rich protected areas in the Brazilian Discovery Coast. Brazilian Journal of Mammalogy. 2023 Jun 29; (91): e91202273.

13. CLIMATEMPO. Climatologia em Mulungu do Morro, BR. https://www.climatempo.com.br/climatologia/5773/mulungudomorro-ba. 2023.

14. Dias DM, Campos CB, Rodrigues FHG. Behavioural ecology in a predator-prey system. Mammalian Biology. 2018; 92.

15. Magurran NE. Medindo a diversidade biológica. II. Curitiba: ed. UFPR; 2013. 261.

16. O'Brien T. Abundance, density and relative abundance: A conceptual framework. In: O'Connell AF, Nichols JD, Karanth UD (eds.). Camera traps in animal ecology Methods and analyses. New York.: NY: Springer.; 2011. p. 71-96.

17. SEMA. Lista Oficial das Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção do Estado da Bahia. Secretaria do Meio Ambiente. Portaria SEMA No 37 de 15 de agosto de 2017; 2017.

18. MMA - Ministério do Meio Ambiente. Portaria GM/MMA No 300 - Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. Vol. Edição 234, Diário Oficial da União. Brasília: Diário Oficial da União; 2022. p. 1-90.

19. IUCN. International Union for Conservation of Nature and Natural Resources. 2023 [cited 2023 Feb 21]. The IUCN Red List of Threatened Species. Available from: https://www.iucnredlist.org/Paglia et al. 2012.

20. De Angelo C, Paviolo A, Di Blanco Y, Di Bitetti M. Guía de huellas de los mamíferos de misiones y otras áreas de subtrópico de Argentina. 2nd ed. Tucúman: Ediciones del Subtrópico; 2015.

21. Campos CB, Esteves CF, Dias DM, Rodrigues FHG. Medium and large sized mammals of the boqueirão da onça, North of Bahia state, Brazil. Pap Avulsos Zool. 2019; 59.

22. Pereira LG, Geise L. Non-flying mammals of Chapada Diamantina (Bahia, Brazil). Vol. 9, Biota Neotrop. 2009.

23. Pereira CJ, Peixoto RS. Levantamento de mamíferos terrestres em uma área de caatinga em Senhor do Bonfim, Bahia. Revista Brasileira de Zoociências. 2017; 18(3): 33-44.

24. Abreu-Jr EF de, Pavan SE, Tsuchiya MTN, Wilson DE, Percequillo AR, Maldonado JE. Spatiotemporal diversification of tree squirrels: Is the South American invasion and speciation really that recent and fast? Front Ecol Evol. 2020 Jul 23; 8.

25. Abreu-Jr EFSE, Pavan SE, Tsuchiya MTN, Wilson DE, Percequillo AR, Maldonado JE. Museomics of tree squirrels: A dense taxon sampling of mitogenomes reveals hidden diversity, phenotypic convergence, and the need of a taxonomic overhaul. BMC Evol Biol. 2020 Jun 26; 20(1).

26. Payan E, de Oliveira T. The IUCN red list of threatened species 2016: e.T54012637A50653881. https://dx.doi.org/10.2305/IUCN.UK.2016-2.RLTS. T54012637A50653881.en. 2016. *Leopardus tigrinus*.

27. Marinho PH, Bezerra D, Antongiovanni M, Fonseca CR, Venticinque EM. Estimating occupancy of the vulnerable northern tiger cat *Leopardus tigrinus* in Caatinga drylands. Mamm Res. 2018 Jan 1; 63(1): 33-42.

28. Dias DM, Massara RL, Campos CB, Rodrigues FHG. Feline predator-prey relationships in a semi-arid biome in Brazil. J Zool. 2019; 307(4).

29. Oliveira TG, Lima BC, Fox-Rosales L, Pereira RS, Pontes-Araújo E, de Sousa AL. A refined population and conservation assessment of the elusive and endangered northern tiger cat (*Leopardus tigrinus*) in its key worldwide conservation area in Brazil. Glob Ecol Conserv. 2020 Jun 1; 22.

30. Oliveira TG, Fox-Rosales LA, Ramírez-Fernández JD, Cepeda-Duque JC, Zug R, Sanchez-Lalinde C, et al. Ecological modeling, biogeography, and phenotypic analyses setting the tiger cats' hyperdimensional niches reveal a new species. Sci Rep. 2024 Dec 1; 14(1).

31. Oliveira TG, Fox-Rosales LA, Paemelaere EAD, de Barros Ferraz KMPM. The dominant mesopredator and savanna formations shape the distribution of the rare northern tiger cat (*Leopardus tigrinus*) in the Amazon. Sci Rep. 2022 Dec 1; 12(1).

32. Oliveira TG, Tortato MA, Silveira L, Kasper CB, Mazim FD, Lucherini M, et al. Ocelot ecology and its effects on the small-felid guild in the lowland Neotropics. In: Macdonald DW, Loveridge AJ, (eds.). Biology and conservation of wild felids. Oxford: Oxford University Press.; 2010. p. 559-580.

33. Fernandes-Ferreira H, Alves RRN. Legislação e mídia envolvendo a caça de animais silvestres no Brasil - uma perspectiva histórica e socioambiental. Gaia Scientia. 2014; 1(8): 1-7.

34. Azevedo FC, Lemos FG, Almeida LB, Campos CB, Beisiegel BM, Paula RG, et al. Avaliação do risco de extinção da Onça-parda *Puma concolor* (Linnaeus, 1771) no Brasil. Biodiversidade Brasileira. 2013; 3(1): 107-121.

35. Dias DM, Massara RL, Bocchiglieri A. Use of *habitats* by donkeys and cattle within a protected area of the Caatinga dry forest biome in northeastern Brazil. Perspect Ecol Conserv. 2019 Apr 1; 17(2): 64-70.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Moscas ectoparasitas (Diptera, Hippoboscoidea) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em parque urbano do município do Rio de Janeiro, Brasil

Ana Carolina Romero Vasquez[1]
https://orcid.org/0009-0006-0344-6704

Shirley Seixas Pereira da Silva[1]
https://orcid.org/0000-0002-6523-1331

Patrícia Gonçalves Guedes[1]*
https://orcid.org/0000-0002-9176-3796
* Contato principal

[1] Instituto Resgatando o Verde/IRV, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. <acvasquez182@gmail.com, batshirley@gmail.com, pgguedes@gmail.com>.

Recebido em 31/01/2023 – Aceito em 04/02/2025

Como citar:

Vasquez ACR, Silva SSP, Guedes PG. Moscas ectoparasitas (Diptera, Hippoboscoidea) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) em parque urbano do município do Rio de Janeiro, Brasil. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 32-40. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2401

Palavras-chave: Ectoparasitismo; Streblidae; Nycteribiidae.

RESUMO – As famílias Streblidae e Nycteribiidae são compostas por dípteros ectoparasitos exclusivos de morcegos que se alimentam exclusivamente de sangue do hospedeiro e são espécie-específicos. O presente estudo teve como objetivos identificar e caracterizar a diversidade dípteros hematófagos em morcegos do Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia, um fragmento florestal localizado na zona oeste do município do Rio de Janeiro, e analisar sua distribuição ao longo do ano. Foram realizadas coletas de campo mensais, preferencialmente em noites de lua minguante e nova. Os morcegos foram capturados com redes de neblina, acondicionados, triados e soltos ao final da coleta. Para a análise, foram consideradas 56 amostras de ectoparasitos que, em laboratório, foram identificados em microscópio estereoscópico. Foram encontradas quatro espécies de Streblidae (*Paratrichobius longicrus*, *Trichobius longipes*, *T. furmani*, *Megistopoda aranea*) e apenas uma espécie de Nycteribiidae (*Basilia juquiensis*). A ocorrência dos ectoparasitos foi maior durante a estação do inverno (47%) e menor no verão (3%). As informações sobre a fauna ectoparasitológica de morcegos no estado do Rio de Janeiro ainda são escassas e o presente estudo foi o primeiro desenvolvido em um fragmento florestal urbano no município do Rio de Janeiro. Os resultados encontrados ressaltam a necessidade de mais estudos para identificação de relações parasito-hospedeiro ainda não descritas no estado do Rio de Janeiro.

CC BY NC ND

Ectoparasitic flies (Diptera, Hippoboscoidea) of bats (Mammalia, Chiroptera) in an urban park in the municipality of Rio de Janeiro, Brazil

Keywords: Ectoparasitism; Streblidae; Nycteribiidae.

ABSTRACT – The families Streblidae and Nycteribiidae are composed of ectoparasitic dipterans exclusive to bats that feed exclusively on the host's blood and are species-specific. The present study aimed to identify and characterize the diversity of hematophagous dipterans in bats of the Bosque da Freguesia Municipal Natural Park, a forest fragment located in the western zone of the city of Rio de Janeiro, and to analyze their distribution throughout the year. Monthly field collections were carried out, preferably on nights of waning and new moon. The bats were captured with mist nets, conditioned, sorted and released at the end of the collection. For the analysis, 56 samples of ectoparasites were considered, which were identified in the laboratory under a stereoscopic microscope. Four species of Streblidae (*Paratrichobius longicrus*, *Trichobius longipes*, *T. furmani*, *Megistopoda aranea*) and only one species of Nycteribiidae (*Basilia juquiensis*) were found. The occurrence of ectoparasites was higher during the winter season (47%) and lower in the summer (3%). Information on the ectoparasitological fauna of bats in the state of Rio de Janeiro is still scarce and the present study was the first developed in an urban forest fragment in the municipality of Rio de Janeiro. The results found highlight the need for further studies to identify parasite-host relationships not yet described in the state of Rio de Janeiro.

Moscas ectoparásitas (Diptera, Hippoboscoidea) de murciélagos (Mammalia, Chiroptera) en un parque urbano del municipio de Rio de Janeiro, Brazil

Palabras clave: Ectoparasitismo; Streblidae; Nycteribiidae

RESUMEN – Las familias Streblidae y Nycteribiidae están compuestas por dípteros ectoparásitos exclusivos de los murciélagos que se alimentan exclusivamente de la sangre del huésped y son específicos de cada especie. El presente estudio tuvo como objetivo identificar y caracterizar la diversidad de dípteros hematófagos en murciélagos del Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia, fragmento de bosque ubicado en la zona occidental del municipio de Río de Janeiro, y analizar su distribución a lo largo del año. Se realizaron colectas de campo mensuales, preferentemente en noches de luna menguante y nueva. Los murciélagos fueron capturados con redes de niebla, empaquetados, clasificados y liberados al final de la recolección. Para el análisis se consideraron 56 muestras de ectoparásitos, los cuales fueron identificados en el laboratorio bajo microscopio estereoscópico. Se encontraron cuatro especies de Streblidae (*Paratrichobius longicrus*, *Trichobius longipes*, *T. furmani*, *Megistopoda aranea*) y sólo una especie de Nycteribiidae (*Basilia juquiensis*). La aparición de ectoparásitos fue mayor durante la temporada de invierno (47%) y menor en el verano (3%). La información sobre la fauna ectoparasitológica de murciélagos en el estado de Río de Janeiro es aún escasa y el presente estudio fue el primero realizado en un fragmento de bosque urbano en el municipio de Río de Janeiro. Los resultados encontrados resaltan la necesidad de realizar más estudios para identificar relaciones parásito-hospedador aún no descritas en el estado de Río de Janeiro.

Introdução

Os quirópteros compõem aproximadamente 25% das espécies de mamíferos [1] e ocupam nichos ecológicos variados, apresentando especificações para praticamente todos os hábitos alimentares [2] [3]. Dessa forma, desempenham importante função ecológica no controle de insetos, na dispersão de sementes e na polinização de diversas plantas [4]. Além disso, os morcegos são reconhecidos

CC BY NC ND

como transmissores de organismos patogênicos prejudicais [5][6] associados a zoonoses causadas por protozoários, vírus, bactérias e fungos [6]. Portanto, o conhecimento sobre os ectoparasitas de morcegos é fundamental para entender aspectos biológicos, sistemáticos e filogenéticos do hospedeiro, bem como dos aspectos epidemiológicos de doenças transmitidas por eles [5][6].

Os parasitas tendem a ser um componente chave para a biodiversidade, uma vez que auxiliam na manutenção da integridade do ecossistema [7] através do controle populacional da espécie hospedeira [8]. Ao longo da história evolutiva, muitos parasitas se tornaram espécie-específicos [9], formando um sistema unificado através da relação parasita-hospedeiro [10]. São conhecidas cerca de 700 espécies de insetos ectoparasitas exclusivos de morcegos [11], e apresentam alta especificidade e estão distribuídos nas famílias Streblidae (Diptera), Nycteribiidae (Diptera), Polyctenidae (Hemiptera), Ischnopsyllidae (Siphonaptera) e Arixeniidae (Neodermaptera) [9][10][12][13][14][15].

As famílias Streblidae e Nycteribiidae pertencem à Superfamília Hippoboscoidea (moscas caliptradas), juntamente com Glossinidae e Hippoboscidae – estas últimas incluindo a mosca tsé-tsé e moscas parasitas de aves e mamíferos, respectivamente. Uma característica marcante dessa superfamília é o desenvolvimento de apenas uma larva no útero da fêmea, onde recebe como fonte de alimento uma substância nutritiva, secretada por glândulas acessórias modificadas. No terceiro instar, a larva é depositada no substrato do abrigo do hospedeiro e entra no estágio de pupa. Após cerca de três a quatro semanas, emerge como adulta e localiza o hospedeiro, colonizando-o [16][10][5][17][14].

A família Streblidae é dividida em cinco subfamílias: Nycterophiliinae, Streblinae e Trichobiinae, restritas ao Novo Mundo, e Nycteriboscinae e Ascodipterina, do Velho Mundo [18], e reúne um total de 229 espécies viventes [15]. A maior diversidade de estreblídeos é encontrada nas Américas [19], onde é representada por 26 gêneros e 158 espécies [15]. No Brasil, são conhecidas atualmente 101 espécies, 02 subespécies distribuídas em 24 gêneros de Streblidae, [20].

As espécies variam em formato do corpo e tamanho, medindo de 0,5 a 5,5 mm e vivem sob os pelos e as membranas do morcego hospedeiro [15], sendo a maioria de ciclo monoxênico [21]. As asas podem estar presentes, sendo funcionais ou reduzidas, ou ainda ausentes. Os olhos, quando presentes, são pequenos [22].

A família Nycteribiidae contém três subfamílias, Cyclopodiinae, Archinycteribiinae e Nycteribiinae [18][14]. Reúne, no mundo, cerca de 260 espécies, das quais 24 ocorrem no Brasil [23]. As espécies de nycteribídeos apresentam aspecto acariforme e são ápteras, sendo seus músculos de voo atrofiados [24]. O comprimento do corpo varia de 1,5 a 5,0 mm [12].

Apesar de cosmopolitas, as famílias Streblidae e Nycteribiidae (Guerrero, 1993) são mais abundantes em regiões tropicais e subtropicais, ocorrendo em menor número em áreas temperadas [14][13], na América do Sul, a diversidade das espécies dessas famílias é relativamente bem conhecida, porém ainda pouco se sabe sobre a relação parasita-hospedeiro e aspectos ecológicos associados [12].

No Brasil, os registros sobre as espécies das duas famílias estão concentrados, principalmente, nas regiões Sul e Sudeste [23]. No Rio de Janeiro, as informações sobre moscas ectoparasitas e sua relação parasita-hospedeiro ainda são escassas e, até o momento, nenhum trabalho foi desenvolvido em parques urbanos da zona oeste do município do Rio de Janeiro, região que vem sofrendo crescente expansão urbana. No Parque Estadual da Pedra Branca, distante 6,3 Km, foi observada diversidade de ectoparasitas e associações entre parasita-hospedeiro [25] semelhantes ao encontrado no Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia (área de estudo). Na fazenda Marambaia, localizada no município do Rio de Janeiro, foram identificadas cinco espécies de moscas ectoparasitas em três espécies de quirópteros, das quais duas associações encontradas constituíram o primeiro registro para o Brasil [26]. Dessa forma, o presente trabalho teve como objetivos identificar e caracterizar a diversidade de moscas hematófagas em morcegos do Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia, no Rio de Janeiro, e analisar a frequência dos ectoparasitas ao longo do ano.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado no Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia (PNMBF), localizado na Freguesia de Jacarepaguá, bairro da zona oeste do município do Rio de Janeiro, estado do Rio de Janeiro. O parque foi criado em 1992 através do Decreto Municipal nº 11.830/92 e conta com 31 ha

CC BY NC ND

de vegetação predominantemente arbórea, plantada no final do século XIX e início do século XX, sob administração da prefeitura da cidade do Rio de Janeiro. É composto por mata secundária em estágio inicial e médio de regeneração, abrigando espécies vegetais nativas e exóticas e fauna tipicamente urbana. Localiza-se entre dois grandes remanescentes florestais: a 5,4 km de distância do Parque Nacional da Tijuca (PNT) com 3.972 ha e a 6,3 km de distância do Parque Estadual da Pedra Branca (PEPB) com 12.500 ha [27].

Coleta de dados

Foram realizadas coletas mensais durante o período de março a novembro de 2022, preferencialmente em noites de lua minguante e nova, por serem noites com baixa luminosidade. Os morcegos foram capturados com redes de neblina (*mist-nets*) (7,0 x 9,0 x 2,5 m), estendidas no nível do solo em área de sub-bosque ou próximas a cursos d'água, permanecendo abertas por quatro horas e revisadas a cada 15 min. Os indivíduos capturados foram identificados e acondicionados em sacos de tecido (algodão) individuais, limpos e enumerados, e que não foram reutilizados para reduzir a possibilidade de contaminação.

Para cada morcego foram registrados os seguintes dados: espécie, sexo, peso e estado reprodutivo. As principais medidas morfométricas (calcâneo, pé, cauda, tíbia, antebraço, comprimento total e orelha) foram obtidas com auxílio de paquímetro digital, expressas em milímetros (mm). Os morcegos foram examinados a olho nu, observando-se a presença de ectoparasitos sobre a pelagem e asas. As moscas foram coletadas com auxílio de pinças de ponta fina e pincel umidificado com álcool etílico 70% e, em seguida, armazenadas em microtubos plásticos de 1,5 ml contendo álcool etílico 70% e etiqueta de identificação com número da amostra e respectivo hospedeiro. Todos os morcegos foram soltos ao final de cada noite de coleta. Amostras de dípteros ectoparasitos do acervo do Instituto Resgatando o Verde (IRV) coletadas entre 2011 e 2021 no PNMBF também foram consideradas neste estudo.

Em laboratório, as moscas coletadas foram triadas e analisadas em estereomicroscópio binocular (Biofocus XT-3L-BI; 20x, 40x, 80x). Os ectoparasitos foram identificados utilizando os estudos de [28][29][30][31].

Resultados

Um total de 74 morcegos, pertencentes às famílias Phyllostomidae e Vespertilionidae, foram capturados e destes 33 indivíduos (44,59%) estavam ectoparasitados. Entre as oito espécies capturadas, *Artibeus lituratus* (28,37%), *Artibeus fimbriatus* (27,02%) e *Glossophaga soricina* (21,62%) foram as mais abundantes (Figura 1).

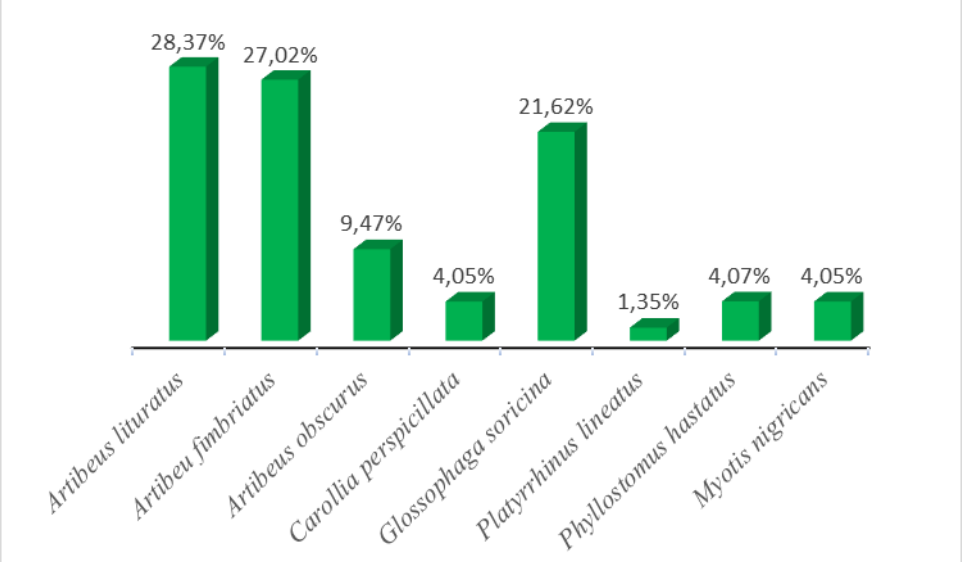


Figura 1 – Abundância, em porcentagem, das espécies de quirópteros parasitados capturados no Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia (PNMBF) (Rio de Janeiro/RJ).

Foram analisados 56 exemplares de moscas hematófagas identificadas como pertencentes a Família Streblidae: *Paratrichobius longicrus* Costa-Lima, 1921; *Trichobius longipes* Rudow, 1971, *T. furmani* Wenzel, 1966 e *Megistopoda aranea* Coquillett, 1899 e Nycteribiidae: *Basilia juquiensis* Guimarães, 1946 (Figura 2; Tabela 1).



Figura 2 – Dípteros ectoparasitos encontrados na pelagem de morcegos do PNM Bosque da Freguesia (Rio de Janeiro/RJ). A= *Paratrichobius longicrus* fêmea, vista lateral; B = *Basilia juquiensis*, fêmea, vista ventral; C = *Megistopoda aranea*, fêmea, vista dorsal; D = *Trichobius longipes*, fêmea, vista dorsal. Aumento: 40x. Fotos: A.C. Vasquez.

Tabela 1 – Moscas hematófagas coletadas em morcegos capturados no Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia, entre janeiro de 2011 e outubro de 2022, e sua relação de especificidade (NP = não primária).

Espécie de morcego	Morcegos parasitados	Espécie de ectoparasito	Moscas coletadas	Associação
Artibeus lituratus	14	*Paratrichobius longicrus* *Megistopoda aranea*	15 2	NP NP
Artibeus fimbriatus	6	*Paratrichobius longicrus* *Megistopoda aranea* *Trichobius longipes*	1 4 1	NP NP NP
Artibeus obscurus	3	*Megistopoda aranea*	3	NP
Platyrrhinus lineatus	1	*Trichobius longipes*	2	NP
Carollia perspicillata	1	*Paratrichobius longicrus*	3	NP
Myotis nigricans	2	*Basilia juquiensis*	4	Primária
Phyllostomus hastatus	7	*Paratrichobius longicrus* *Trichobius longipes* *Trichobius furmani*	1 13 1	NP Primária NP
Totais:	**33**		**56**	

Entre as espécies de dípteros encontradas, *P. longicrus*, *T. longipes* e *M. aranea* foram as mais abundantes (Figura 3). Uma amostra de ectoparasita não foi identificada devido à fragmentação e presença de fungos.

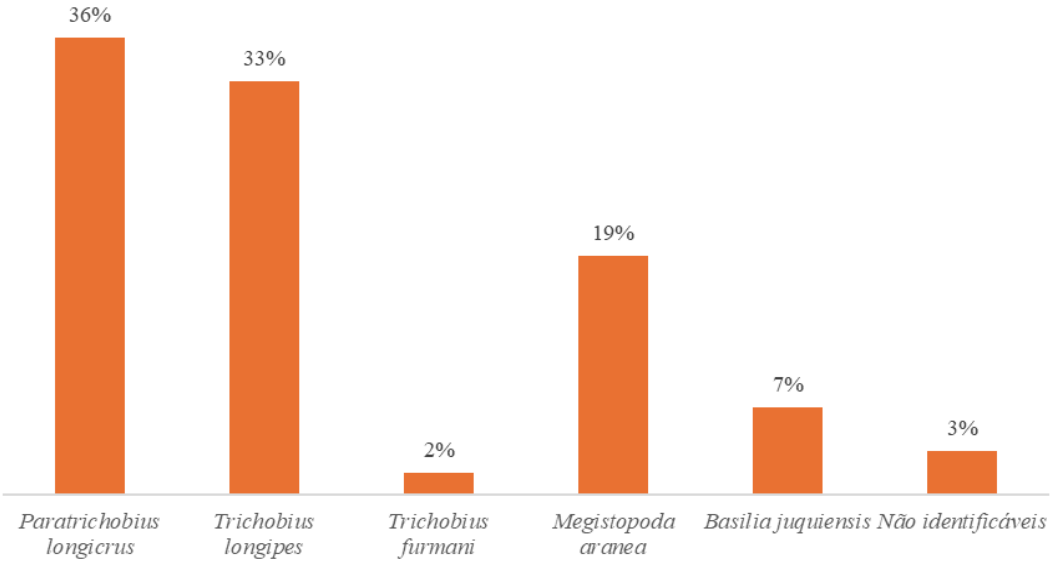


Figura 3 – Abundância das espécies de Streblidae e Nycteribiidae identificadas em morcegos parasitados, capturados no Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia (PNMBF) (Rio de Janeiro/RJ).

Em relação à sazonalidade, 26% das moscas foram encontradas durante a primavera. Apenas 3,0% foram observadas durante o verão. No outono, foram encontrados 24% dos dípteros. O inverno foi a estação com maior taxa de parasitismo, com 47% das moscas observadas (Figura 4).

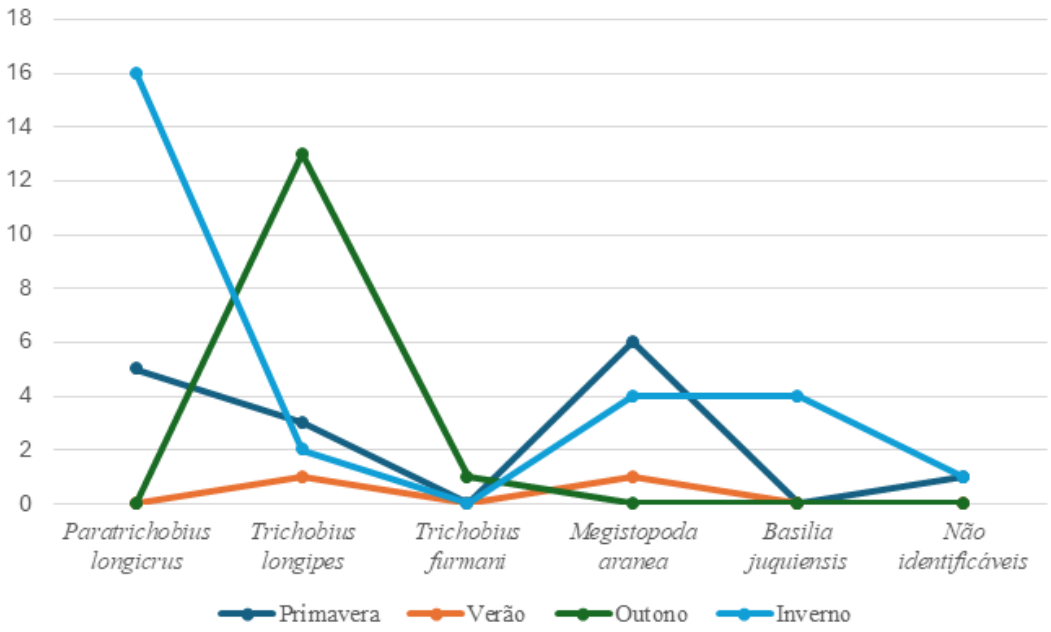


Figura 4 – Ocorrência das espécies de Streblidae e Nycteribiidae nas diferentes estações do ano no Parque Natural Municipal Bosque da Freguesia (PNMBF) (Rio de Janeiro/RJ).

Discussão e Conclusão

No PNMBF foram encontradas cinco espécies de dípteros ectoparasitos de morcegos. Quatro pertencem à família Streblidae (*Paratrichobius longicrus*, *Trichobius longipes*, *T. furmani* e *Megistopoda aranea*) e uma à Nycteribiidae (*Basilia juquiensis*). As quatro espécies são parasitas de diversas espécies de Phyllostomidae, além de outras famílias de quirópteros, e se diferem quanto ao seu hospedeiro primário. *P. longicrus* tem como principal hospedeiro *Artibeus jamaicensis* Leach, 1821. *Phyllostomus hastatus* é hospedeiro primário de *T. longipes*; *Desmodus rotundus* (E. Geoffroy, 1810) é o de *T. furmani*; e *M. aranea* não tem hospedeiro tipo determinado.

A ocorrência dessas espécies de estreblídeos era esperada, uma vez que sua relação parasita-hospedeiro já foi descrita no estado do Rio de Janeiro por diferentes autores [12][32][26][25][23][33]. As espécies *P. longicrus*, *T. longipes* e *T. furmani* foram observadas em Phyllostomidae no Parque Estadual da Pedra Branca [32][25], distante 6,3 Km do PNMBF (área de estudo). Na Reserva Biológica Federal do Tinguá (REBIO Tinguá), localizada no município de Nova Iguaçu, as espécies *P. longicrus*, *T. longipes*, *T. furmani* e *M. aranea* foram listadas como ectoparasitas de Phyllostomidae [33]; *P. longicrus* e *M. aranea* também foram associados a Phyllostomidae em estudos realizados no Instituto Zoobotânico do Morro Azul [34], reserva privada localizada no município de Engenheiro Paulo de Frontin, no estado do Rio de Janeiro. Tipicamente, *T. furmani* é encontrada em *Desmodus rotundus* e *D. ecaudata* Spix, 1823, espécies de filostomídeos não registradas no PNMBF. Sua ocorrência em *Phyllostomus hastatus* pode ser considerada como acidental ou transitória, na qual o parasita permanece por um curto período em um hospedeiro não específico [12]. Isto pode sugerir que *P. hastatus* transita entre o Bosque da Freguesia e outras áreas verdes próximas. *D. rotundus* é encontrada no PEPB [35] e no Maciço da Tijuca [36]; nestes locais, as duas espécies de filostomídeos podem compartilhar um mesmo abrigo, o que explicaria o parasitismo acidental por *T. furmani*.

Apenas uma espécie de Nycteribiidae foi identificada: *Basilia juquiensis*, de hospedeiro-tipo *Myotis nigricans* (Vespertilionidae); essa espécie de mosca ectoparasita ainda não havia sido registrada no estado do Rio de Janeiro, sendo os indivíduos (n=4) os primeiros registros para o estado, aumentando a diversidade ectoparasitológica dos morcegos encontrados no município do Rio de Janeiro. Para o município do Rio de Janeiro existia apenas o registro da espécie *Basilia andersoni* Peterson & Maa, 1970 que foi identificada em *M. nigricans* na região da Fazenda Marambaia [26].

A região em que se localiza o PNMBF se caracteriza por clima quente superúmido, com subsecas [37]. A temperatura no Rio de Janeiro é influenciada pelo conjunto relevo, altitude e pluviosidade, sendo a média anual de 23,7ºC [37]. Provavelmente, a maior frequência de dípteros ectoparasitos no inverno está associada a sol mais baixo e dias mais curtos nessa estação. A atividade dos morcegos tende a ser maior em períodos de noites mais longas. No estado, os verões são quentes e chuvosos, o que dificulta a realização das coletas mensais na região, além de limitar a atividade dos morcegos. Embora essa taxa de infestação mostre uma variação ao longo do ano – maior no inverno e menor no verão – é necessária a continuidade dos estudos sobre a fauna ectoparasitológica de quirópteros no Rio de Janeiro, sobretudo em florestas urbanas, uma vez que são regiões que mais são impactadas pela expansão urbana.

Referências

1. Simmons NB. Order Chiroptera; p. 312-529. In: Wilson DE, Reeder DM (Eds.), Mammal species of the world: a taxonomic and geografic reference, 2005. 3rd ed. Baltimore: The Johns Hopkins University Press.

2. Koopman KF. Handbook of zoology. Band/Volume VIII Mammalia. Chiroptera: Systematics. Niethammer J, H Schliemann, D Starck (Eds.). Walter de Gruyter e Co, Berlin. 1994; 277p.

3. Peracchi AL, Lima IP, Reis NR, Nogueira MR, Ortêncio-Filho H. Ordem Chiroptera. Pp. 155-234. In: Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP (Eds.), Mamíferos do Brasil, Londrina. 2011.

4. Reis NR, Shibatta OA, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP. Sobre os morcegos brasileiros. Pp. 17-24. In: Reis NR, Peracchi AL, Pedro WA, Lima IP (Eds.), Morcegos do Brasil. Universidade Estadual de Londrina, Londrina. 2007.

5. Fritz GN. Biology and ecology of bat flies (Diptera: Streblidae) in bats in the genus *Carollia*. Journal of Medical Entomology. 1983; 20: 1-10.

6. Corrêa MMO, Lazar A, Dias D, Bonvicino CR. Quirópteros hospedeiros de zoonoses no Brasil. Boletim da Sociedade Brasileira de Mastozoologia, Rio de Janeiro. 2013; 67: 23-38.

CC BY NC ND

7. Frainer A, McKie BG, Amundsen P, Knudsen R, Lafferty KD. Parasitism and the biodiversity-functioning relationship. Trends in Ecology e Evolution. 2018; 33: 260-268.

8. Anderson R, May R. Population biology of infectious diseases: Part I. Nature. 1979; 280: 361-367.

9. Wenzel RL, Tipton VJ. Some relationships between mammal hosts and their Ectoparasites. In Ectoparasites of Panama. Chicago, Field Mus. Nat. Hist. 1966; 405-675.

10. Overal WL. Host-relations of the Batfly *Megistopoda aranea* (Diptera: Streblidae) in Panamá. The University of Kansas Science Bulletin. 1980; 52(1): 1-20.

11. Marshall AG. Ecology of insects ectoparasitic on bats. Ecology of Bats. 1982; 369-401.

12. Bertola PB, Aires CC, Favorito SE, Graciolli G, Amaku M, Rocha RP. Bat flies (Diptera: Streblidae, Nycteribiidae) parasitic on bats (Mammalia: Chiroptera) at Parque Estadual da Cantareira, São Paulo, Brazil: parasitism rates and host-parasite associations. Mem Inst Oswaldo Cruz, Rio de Janeiro. 2005; 100(1): 25-32.

13. Prevedello JA, Graciolli G, Carvalho CJB. A fauna de dípteros (Streblidae e Nycteribiidae) ectoparasitos de morcegos (Chiroptera) do Estado do Paraná, Brasil: composição, distribuição e áreas prioritárias para novos estudos. Biociências, Porto Alegre. 2005; 13(2): 193-209.

14. Morse SF, Bush SE, Patterson BD, Dick CW, Gruwell ME, Dittmar K. Evolution, multiple acquisition, and localization of endosymbionts in bat flies (Diptera: Hippoboscoidea: Streblidae and Nycteribiidae). Applied and Environmental Microbiology. 2013; 79(9): 2952-2961.

15. Dick CW, Graciolli G, Guerrero R. Family Streblidae. Zootaxa. 2016; 4122(1): 784-802.

16. Ross A. Biological studies on bat ectoparasites of the genus the genus *Trichobius* (Diptera: Streblidae) in North America, North of Mexico. The Wasmann Journal of Biology. 1961; 19: 229-246.

17. Graciolli G. Nycteribiidae (Diptera, Hippoboscoidea) no Sul do Brasil. Revista Brasileira de Zoologia, Curitiba. 2004; 21(4): 971-985.

18. Dick CW, Patterson BD. Bat flies: Obligate ectoparasites of bats. Micromammals and Macroparasites. 2006; 179-194.

19. Guerrero G. Notes on Neotropical batflies (Diptera, Streblidae). II. Review of genus *Xenotrichobius*. Acta Parasitologica. 1998; 43: 142-147.

20. Graciolli G. Streblidae in Catálogo Taxonômico da Fauna do Brasil. 2024. Disponível em: <http://fauna.jbrj.gov.br/fauna/faunadobrasil/2624>. Acesso em: 22 nov. 2024.

21. Wenzel RL, Tipton VJ, Kiewlicz A. The streblid batflies of Panama (Diptera: Calyptera: Streblidae). In Ectoparasites of Panama. Chicago, Field Mus. Nat. Hist., 1966; p. 405-675.

22. Whitaker Jr. JO. Collecting and preserving ectoparasites for ecological study. In: Kunz JH, Ecological and Behavioral Methods for the Study of Bats, Smithsonian Institution Press, Washington. 1988; 459-474.

23. Graciolli G, Azevedo AA, Arzua M, Barros-Battesti DM, Linardi PM. Artrópodes Ectoparasitos de morcegos no Brasil. *In*: Pacheco SM, Marques RV, Esbérard CEL. (Orgs.) Morcegos no Brasil. Biologia, sistemática, ecologia e conservação. Porto Alegre, Armazém Digital. 2008; 123-138.

24. Peterson BV, Wenzel RL. Nycteribiidae. Manual of Neartics Diptera, Vol. 2, Minister of Supply and Services, Ottawa, Monograph. 1987; 28: 1283-1301.

25. Almeida JC, Silva SSP, Serra-Freire NM, Valim MP. Ectoparasites (Insecta and Acari) Associated With Bats in Southeastern Brazil. J. Med. Entomol. 2011; 48(4): 753Ð757 2011; DOI: 10.1603/ME09133

26. Almeida JC, Silva SSP, Serra-Freire NM, Peracchi AL. Diversidade ectoparasitológica em morcegos na Fazenda Marambaia, Rio de Janeiro/RJ, Brasil. Chiroptera Neotropical. 2010; 16(1) Supl.: 118-121.

27. Silva SSP, Cruz AP, Almeida JC, Peracchi AL. Bionomia de morcegos em áreas urbanas: Parque Natural Municipal da Freguesia e Fazenda Marambaia no município do Rio de Janeiro, RJ. Chiroptera Neotropical. 2010; 16(Supl.): 6-11.

28. Guerrero G. Catálogo de los Streblidae (Diptera: Pupipara) parásitos de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Nuevo Mundo. I. Clave para los géneros y Nycterophiliinae. Acta Biológica Venezuelica. 1993; 14: 61-75.

29. Guerrero G. Catálogo de los Streblidae (Diptera: Pupipara) parásitos de murciélagos (Mammalia: Chiroptera) del Nuevo Mundo. VII. Lista de especies, hospedadores y paises. Acta Biologica Venezuelica. 1997; 17(1): 9-24.

30. Graciolli G, Carvalho CJB. Moscas ectoparasitas (Diptera, Hippoboscoidea, Nycteribiidae) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do Estado do Paraná, Brasil. I. *Basilia*, taxonomia e chave pictórica para as espécies. Revista Brasileira de Zoologia. 2001a; 18(Supl.1): 33-49.

31. Graciolli G, Carvalho CJB. Moscas ectoparasitas (Diptera, Hippoboscoidea) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) do estado do Paraná. II. Streblidae: chave pictórica para gêneros e espécies. Revista Brasileira de Zoologia. 2001b; 18: 907-960.

32. Almeida JC, Silva SSP, Serra-Freire NM, Cruz AP, Mendes CPA, Peracchi AL. Moscas ectoparasitas (Diptera, Streblidae) de morcegos (Mammalia, Chiroptera) no Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, Brasil. Anais do VIII Congresso de Ecologia do Brasil, Caxambu/MG. 2007; 1-2.

33. Lourenço EC, Patrício PMP, Pinheiro MC, Dias RM, Famadas KM. Streblidae (Diptera) on bats (Chiroptera) in an area of Atlantic Forest, state of Rio de Janeiro. Braz. J. Vet. Parasitol., Jaboticabal. 2014; 23(2): 164-170.

34. França DS, Pereira SN, Maas ACS, Martins MA, Bolzan DP, Lima IP, Dias D, Peracchi AL. Ectoparasitic flies (Diptera, Streblidae) of bats (Chiroptera, Phyllostomidae) in an Atlantic Forest area, southeastern Brazil. Braz. J. Biol. 2013; 73(4): 847-854.

35. Dias D, Peracchi AL, Silva SSP. Quirópteros do Parque Estadual da Pedra Branca, Rio de Janeiro, Brasil (Mammalia, Chiroptera). Revista Brasileira de Zoologia. 2002; 19(Supl. 2): 113-140.

36. Esbérard CEL. Diversidade de morcegos em área de Mata Atlântica regenerada no Sudeste do Brasil. Revista Brasileira de Zoociências. 2003; 5(2): 189-204.

37. IBGE – Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística. Mapa de Clima do Brasil. Rio de Janeiro, IBGE. Escala 1:5.000.000. 2002.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

CC BY NC ND

Gestão do turismo e da biodiversidade em áreas protegidas: uma revisão sistemática internacional

Andrea Varella Teixeira[1]*
https://orcid.org/0009-0001-0885-1999
* Contato principal

André de Almeida Cunha[1,2]
https://orcid.org/0000-0003-4928-2494

[1] Centro de Desenvolvimento Sustentável/CDS, Universidade de Brasília/UnB, Brasília/DF, Brasil. <andreavteixeira@yahoo.com.br, cunha.andre@gmail.com>.

[2] Lab. Biodiversidade e Areas Protegidas/LABAP, Dept. Ecologia, Universidade de Brasilia/UnB, Brasilia/DF, Brasil. <cunha.andre@gmail.com>.

Recebido em 11/09/2024 – Aceito em 04/12/2024

Como citar:

Teixeira AV, Cunha AA. Gestão do turismo e da biodiversidade em áreas protegidas: uma revisão sistemática internacional. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 41-53. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2682

Palavras-chave: Áreas protegidas; visitação; natureza; monitoramento.

RESUMO – As áreas protegidas são amplamente reconhecidas como uma das principais estratégias para a conservação de espécies e ecossistemas e por serem locais privilegiados para o turismo e a recreação na natureza. No entanto, se a relação entre o turismo e a conservação não for adequadamente monitorada e gerenciada, tanto os valores do turismo quanto os da biodiversidade podem ser perdidos. Esta revisão sistemática teve como objetivo levantar informações disponíveis sobre a gestão do turismo sustentável e da conservação da biodiversidade em áreas protegidas, além de buscar oportunidades de pesquisa. Adicionalmente, procuramos na literatura selecionada evidências de que o turismo contribui para a conservação da natureza e de que o monitoramento da biodiversidade é realizado rotineiramente nas áreas protegidas. Utilizando o protocolo PRISMA como orientação, a partir de 73 registros recuperados do Portal de Periódicos da Capes, 27 artigos científicos revisados por pares em inglês foram selecionados para a análise. Os resultados mostraram que, apesar de 52% dos artigos analisados apresentarem uma visão positiva da relação do turismo com a conservação da natureza, apenas 33% forneceram evidências. Nenhum dos artigos utilizou ou mencionou dados de monitoramento das áreas protegidas em seus estudos. Entre as oportunidades de pesquisa identificadas, destacamos a ciência cidadã como uma possibilidade para viabilizar o monitoramento tanto da biodiversidade quanto dos impactos ecológicos do turismo nas áreas protegidas. O estudo indica limitações na gestão das áreas protegidas e aponta estratégias para assegurar que o turismo nessas áreas seja realmente sustentável.

CC BY NC ND

Tourism and biodiversity management in protected areas: an international systematic review

Keywords: Protected areas; visitation; nature; monitoring.

ABSTRACT – Protected areas are widely recognized as crucial strategies for conserving species and ecosystems, as well as prime locations for nature tourism and recreation. However, if the relationship between tourism and conservation is not effectively monitored and managed, both tourism values and biodiversity can be compromised. This systematic review aimed to gather available information on the management of sustainable tourism and biodiversity conservation in protected areas, while also identifying research opportunities. Additionally, we searched the selected literature for evidence that tourism contributes to nature conservation and that biodiversity monitoring is routinely carried out in the protected areas. Following the PRISMA protocol, 27 peer-reviewed scientific articles in English were selected for analysis from 73 records retrieved from the Capes Periodicals Portal. The results showed that while 52% of the reviewed articles expressed a positive view on the relationship between tourism and conservation, only 33% provided evidence. None of the articles utilized or mentioned monitoring data from protected areas in their studies. Among the identified research opportunities, citizen science stands out as a potential avenue to enable monitoring of both biodiversity and ecological impacts of tourism in protected areas. The study highlights limitations in the management of protected areas and suggests strategies to ensure that tourism in these areas is genuinely sustainable.

Gestión del turismo y de la biodiversidad en áreas protegidas: una revisión sistemática internacional

Palabras clave: Áreas protegidas; visita; naturaliza; monitoreo.

RESUMEN – Las áreas protegidas son ampliamente reconocidas como una de las principales estrategias para la conservación de especies y ecosistemas, así como por ser lugares privilegiados para el turismo y la recreación en la naturaleza. Sin embargo, si la relación entre el turismo y la conservación no se monitorea y gestiona adecuadamente, tanto los valores del turismo como los de la biodiversidad pueden perderse. Esta revisión sistemática tuvo como objetivo recopilar información disponible sobre la gestión del turismo sostenible y la conservación de la biodiversidad en áreas protegidas, además de buscar oportunidades de investigación. Adicionalmente, buscamos en la literatura seleccionada evidencia de que el turismo contribuye a la conservación de la naturaleza y de que el monitoreo de la biodiversidad se realiza de manera rutinaria en las áreas protegidas. Utilizando el protocolo PRISMA como orientación, a partir de 73 registros recuperados del Portal de Periódicos de Capes , se seleccionaron 27 artículos científicos revisados por pares em Inglés para el análisis. Los resultados mostraron que, a pesar de que el 52% de los artículos analizados presentaron una visión positiva de la relación entre el turismo y la conservación de la naturaleza, solo el 33% proporcionaron evidencia. Ninguno de los artículos utilizó o mencionó datos de monitoreo de las áreas protegidas en sus estudios. Entre las oportunidades de investigación identificadas, destacamos la ciencia ciudadana como una posibilidad para viabilizar el monitoreo tanto de la biodiversidad como de los impactos ecológicos del turismo en las áreas protegidas. El estudio indica limitaciones en la gestión de las áreas protegidas y sugiere estrategias para asegurar que el turismo en estas áreas sea realmente sostenible.

Introdução

A biodiversidade, ou variedade de vida na Terra, abrange três principais níveis: genética, de organismos e ecológica [1]. Apesar de seu valor intrínseco, a biodiversidade é mais frequentemente reconhecida pelo seu papel como recurso, fornecendo produtos como alimentos e medicamentos, além de

desempenhar funções essenciais como polinização, produção de água, purificação de ar, regeneração do solo, regulação do clima [2][3].

As áreas protegidas (APs) são amplamente reconhecidas como uma das principais estratégias para a conservação de espécies, ecossistemas e populações autóctones [4][5][6], destacando-se também como locais privilegiados para o turismo e a recreação na natureza [7][8]. No entanto, as APs *per se* não garantem a perpetuidade do patrimônio ambiental, que é fortemente influenciado pelo uso e ocupação do solo dentro e no entorno dessas áreas. Nos biomas brasileiros mais degradados, os *hotspots* globais de biodiversidade Mata Atlântica e Cerrado, muitas APs estão configuradas como ilhas de remanescentes da vegetação original, sob pressão constante de ameaças como a perda, fragmentação e degradação dos *habitat*, a disseminação de espécies exóticas e de doenças, além de cascatas de extinção de espécies e das mudanças climáticas.

O turismo na natureza, além de promover o desenvolvimento socioeconômico, pode auxiliar na demonstração dos benefícios e do valor das APs, contribuindo para a criação de novas APs e para a manutenção das já existentes, constantemente ameaçadas por interesses econômicos imediatistas e cada vez mais susceptíveis à redução, recategorização e até extinção [9][10].

Além disso, o turismo sustentável em AP pode promover a sensibilização ambiental, apoiar programas de conservação da biodiversidade, além de fornecer uma alternativa econômica às comunidades locais, que frequentemente subsistem, ao menos parcialmente, da extração dos recursos naturais da área [11][12]. Entende-se por turismo sustentável uma atividade turística socialmente aceitável, ecologicamente responsável e economicamente viável [7].

Por outro lado, desde a década de 1970, pesquisadores como Budowski [13] já documentavam um crescimento expressivo do turismo na natureza, ressaltando os impactos ecológicos negativos associados à visitação e reforçando a necessidade urgente de capacitação dos envolvidos, implementação de programas de monitoramento e pesquisa, e melhoria na gestão do turismo em AP.

Nesse contexto, a gestão da conservação da natureza deveria basear-se em evidências objetivas. Contudo, muitas vezes é fundamentada em experiências e percepções de status de conservação, susceptíveis a vieses cognitivos. Na prática, sem dados de monitoramento de longo prazo ou de pesquisa de campo, os gestores das APs não têm subsídios para avaliar se a atividade turística, ou qualquer outra, está sendo ambientalmente sustentável [14][15][16].

Para tornar o cenário ainda mais complexo e realista, a biodiversidade no nível de espécies não é diretamente observável em mapas geográficos e requer coleta de dados em campo. Uma cobertura vegetal aparentemente intacta não significa que os ecossistemas e populações que dela dependem também estejam sendo mantidos [17][18].

Este estudo tem como objetivo revisar a informação científica sobre a gestão do turismo e da conservação da biodiversidade em AP, identificando lacunas e oportunidades de pesquisa. Adicionalmente, busca responder se há evidências na amostra de literatura selecionada de que: a) o turismo contribui para a conservação da natureza; e b) o monitoramento da biodiversidade é realizado sistematicamente nas APs.

Essas questões são importantes para compreender o papel do turismo de natureza na conservação da biodiversidade e para orientar políticas eficazes de gestão em AP.

Material e Métodos

Neste estudo, adotou-se um método com natureza descritiva, quantitativa e analítica, realizando uma revisão sistemática de literatura baseada no roteiro *Preferred Reporting Items for Systematic Reviews and Meta-analyses* (PRISMA) [19].

Em outubro de 2023, buscou-se artigos em inglês revisados por pares no Portal de Periódicos da Capes, utilizando as palavras-chave "protected area" and "sustainable tourism" and "biodiversity monitoring" and "management", resultando em 73 registros. O Portal de Periódicos da Capes faz a busca integrada a várias bases de dados, entre elas, *Web of Science, Scopus, Elsevier, BioOne, Science, Taylor & Francis*.

Essas palavras-chave foram selecionadas com o objetivo de buscar artigos que ajudassem a compreender como as APs lidam com a gestão integrada do turismo e da conservação da natureza. O termo "monitoramento da biodiversidade" foi utilizado para direcionar a busca a artigos mais voltados à conservação e manejo de espécies.

Inicialmente, aplicou-se como critério de elegibilidade a presença de todas as palavras-chave

no resumo dos registros. Em seguida, na leitura dos artigos, excluíram-se os estudos não localizados/não acessíveis (n = 6), os que não analisavam aspectos relacionados ao turismo, ou apenas mencionavam o turismo (n = 25), que não analisavam aspectos relacionados à conservação da biodiversidade, estudos sobre impactos abióticos e socioeconômicos do turismo (n = 8), que abordavam tecnologias específicas como monitoramento remoto (n = 14), relacionados a APs privadas (n = 2) ou que analisavam impactos florestais (n = 1).

A partir dos 73 registros identificados, restaram 17 artigos que atenderam aos critérios de elegibilidade. Em seguida, examinaram-se as referências desses artigos e identificaram-se mais 18 registros, dos quais, 8 foram excluídos adotando os mesmos critérios citados anteriormente: não localizados/acessíveis (n = 3) e ausência de análise sobre a conservação da biodiversidade (n = 5). Ao final do processo, 27 artigos foram selecionados para análise nesta revisão sistemática.

Durante a leitura dos artigos, compilaram-se informações como título, autores, país e continente onde a pesquisa foi realizada, ano da publicação, revista, tema (foco do artigo), objetivos, metodologia, conclusões, contagem de palavras-chave dos textos.

Para responder às perguntas de pesquisa, buscaram-se evidências nos artigos selecionados que sustentassem a contribuição positiva do turismo para a conservação da biodiversidade e a ocorrência sistemática do monitoramento da biodiversidade nas APs.

Adicionalmente, baseado nos argumentos apresentados na introdução e principalmente, na conclusão dos artigos, classificou-se a percepção dos autores sobre a relação do turismo com a conservação da biodiversidade. A relação positiva seria uma relação sinérgica do turismo com a conservação; negativa, uma relação conflituosa, e a neutra, uma relação de coexistência.

Utilizou-se o MS Excel para compilar os dados dos artigos e criar as figuras e o localizador de palavras do gerenciador de referências para contar as palavras-chave dos textos dos artigos.

Resultados

No que diz respeito à distribuição geográfica dos estudos selecionados para análise, dos 27 artigos, 6 (22%) foram conduzidos na Oceania, 5 (19%) na Ásia, 4 na Europa e 4 na América do Norte (15% cada). Os demais foram distribuídos em outros continentes.

A Austrália liderou, com 5 estudos (19%), seguida pelo Estados Unidos da América (EUA) com 2 (7%), enquanto os demais países contribuíram com um estudo cada, totalizando 17 países. Cinco artigos (19%) foram classificados como "vários" pois abrangiam mais de um país ou eram conceituais. A Figura 1 mostra a distribuição geográfica dos artigos que foram selecionados para este estudo.

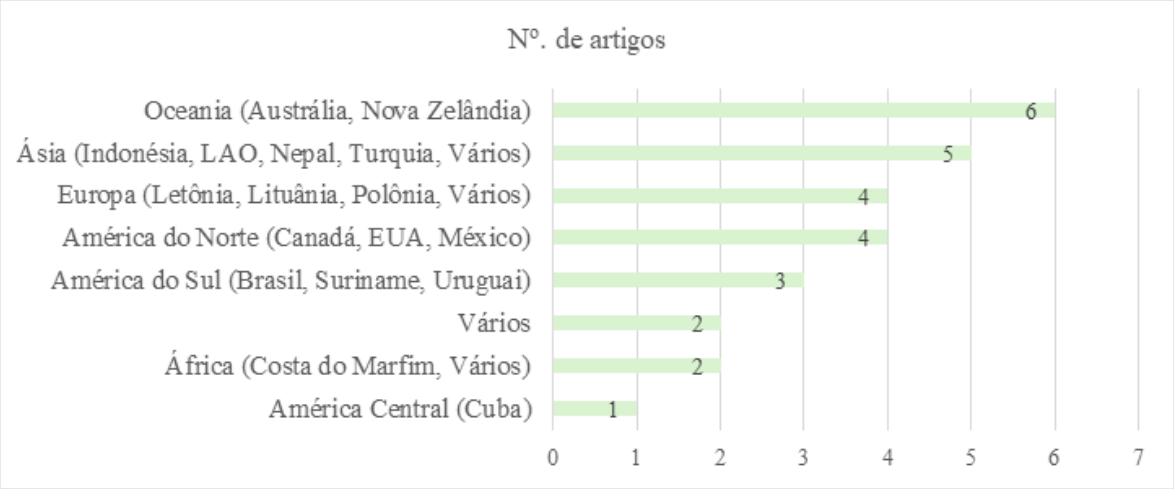


Figura 1 – Distribuição geográfica dos artigos sobre gestão do turismo e da biodiversidade em áreas protegidas selecionados para este estudo. Fonte: os autores (2023).

Quanto ao ano de publicação, o artigo mais antigo é de 2002 e o mais recente de 2023, quando esta pesquisa foi realizada. Não houve concentração de publicações em revistas ou anos específicos, ao contrário do estudo de Cunha e Costa [45], que mostrou que o número de artigos sobre turismo de natureza e ecoturismo publicados no Brasil cresceu significativamente na última década [45]. Essa diferença pode ter sido influenciada pela língua (Inglês *vs.* Português) e pelas palavras-chave "monitoramento", "biodiversidade" e "manejo" utilizadas para a seleção dos artigos deste estudo, entre outros fatores.

Analisando a frequência das palavras-chave nos textos dos artigos, observamos que a palavra "turismo" apareceu quase 5 vezes mais do que "biodiversidade" no texto dos artigos sugerindo tendências e um possível desnível de forças entre as agendas do turismo e da conservação (Figura 2).

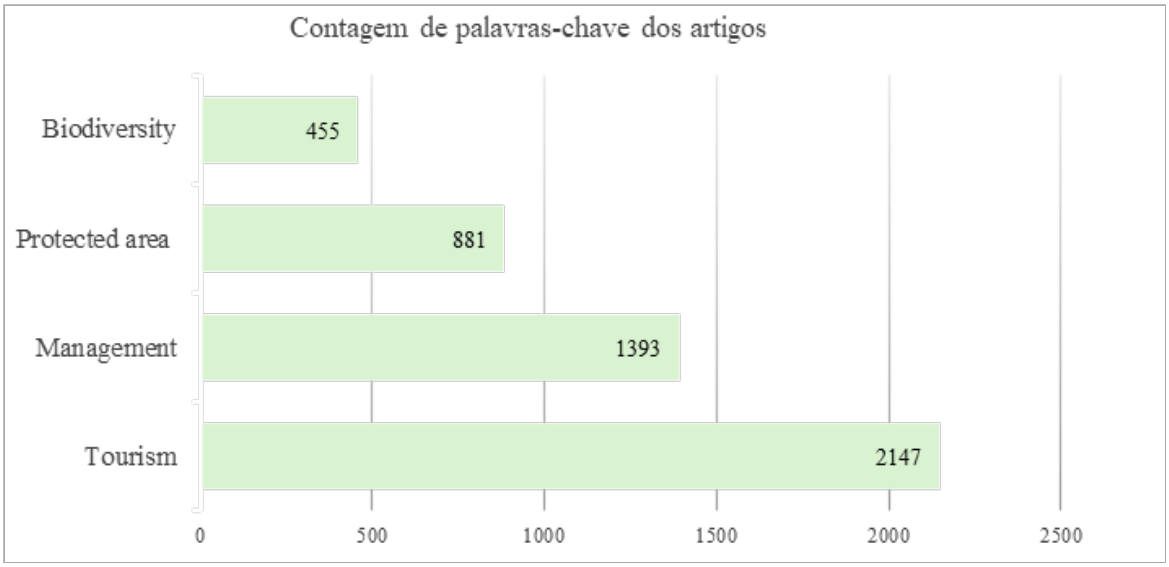


Figura 2 – Contagem de palavras-chave dos textos dos artigos sobre gestão do turismo e da biodiversidade em áreas protegidas selecionados para este estudo. Fonte: os autores (2023).

Baseado nos argumentos apresentados nas seções de introdução e conclusão dos artigos, classificou-se a visão dos autores sobre a relação do turismo com a conservação da biodiversidade em positiva, negativa ou neutra. Dos 27 artigos, 14 (52%) apresentaram visão positiva, 7 (26%) demonstraram percepção negativa e 6 (22%) adotaram uma posição neutra sobre a relação do turismo com a conservação da natureza.

Quanto à caracterização temática, agrupou-se os artigos pela similaridade dos principais assuntos abordados para facilitar a análise.

Os assuntos mais frequentes nesta revisão foram "*Impactos ecológicos do turismo e ecologia da recreação*" e "*Turismo como instrumento de conservação da natureza*" (cada um com 30%), seguido de "*Monitoramento e conservação da biodiversidade*" (26%) e "*Governança e gestão do turismo*" (15%), conforme ilustrado na Figura 3.

CC BY NC ND

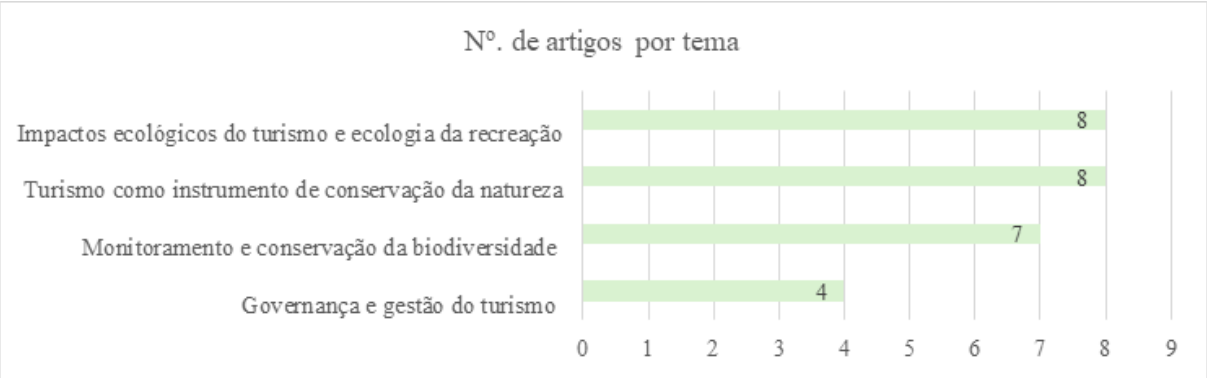


Figura 3 – Caracterização temática dos artigos sobre gestão do turismo e da biodiversidade em áreas protegidas selecionados para este estudo. Fonte: os autores (2023).

Os artigos classificados como "*Impactos ecológicos do turismo e ecologia da recreação*" focaram nos impactos negativos do turismo em AP e áreas naturais, explorando os fatores que impactam a biodiversidade e a severidade desses impactos.

Os artigos enquadrados no tema "*Turismo como instrumento de conservação da natureza*" enfatizaram as atitudes pró-conservacionistas promovidas pelo turismo na natureza, engajando moradores locais e turistas na fiscalização e denúncia de crimes ambientais, além de destacarem os benefícios indiretos do turismo para a criação e manutenção das APs.

O tema "*Governança e gestão do turismo*" concentrou artigos que abordaram questões legais, planejamento, delegação de serviços, políticas e estratégias governamentais visando a sustentabilidade da atividade turística em AP, mas com enfoque de gestão e não de ecologia, como no primeiro grupo.

Os artigos agrupados em "*Monitoramento e conservação da biodiversidade*" avaliaram estratégias e roteiros metodológicos para o monitoramento e reforçaram a importância do monitoramento para a gestão adaptativa do turismo e da conservação da biodiversidade em AP.

O Quadro 1 mostra como os artigos foram distribuídos pelos principais temas identificados.

Quadro 1 – Identificação dos artigos sobre gestão do turismo e da biodiversidade em áreas protegidas conforme os principais temas abordados.

Tema	Artigos
Impactos ecológicos do turismo e ecologia da recreação	[14] [20] [21] [22] [23] [24] [25] [26].
Turismo como instrumento de conservação da natureza	[10] [27] [28] [29] [30] [31] [32] [33].
Governança e gestão do turismo em AP	[34] [35] [36] [37].
Monitoramento e conservação da biodiversidade	[38] [39] [40] [41] [42] [43] [44].

Fonte: os autores (2023).

Com relação à pergunta de pesquisa "Quantos artigos apresentam evidências de que o turismo pode atuar como instrumento de conservação da natureza", dos 27 artigos selecionados, 9 (33%) apresentaram evidências [10][27][28][30][31][32][33][42][43].

CC BY NC ND

No entanto, para a pergunta de pesquisa "Quantos artigos apresentam evidências de que o monitoramento da biodiversidade está incorporado na rotina de gestão das AP", nenhum artigo forneceu evidências. Nos estudos, os autores utilizaram dados oriundos de pesquisas ou de projetos, ou seja, coletados com finalidade específica com prazo determinado, basearam-se em experiências próprias ou utilizaram outras fontes de dados.

Discussão

O turismo em APs pode atuar como catalisador para o desenvolvimento regional, para maior participação das comunidades locais e para a promoção de iniciativas visando à conservação da biodiversidade. No entanto, é essencial implementar uma gestão eficiente tanto do turismo como da conservação da biodiversidade para assegurar resultados sustentáveis.

É preocupante que, apesar dos efeitos visíveis das mudanças climáticas, há uma tendência global de redução no financiamento da agenda ambiental e consequentemente nos recursos destinados às APs, o que pode resultar em precarização da gestão da conservação da natureza.

A seguir, apresentam-se considerações, recomendações e lacunas de pesquisa identificadas neste estudo, organizadas pelos principais temas discutidos nos artigos analisados.

Turismo como instrumento de conservação da natureza

Os estudos agrupados nesse tema buscaram enfatizar a visitação em AP como uma oportunidade e não como uma ameaça [32].

Existe um consenso entre os pesquisadores deste grupo de que a presença nas APs de atores ligados a práticas mais alinhadas à conservação da natureza, como os turistas, pesquisadores, guias turísticos e voluntários pode promover a sensibilização ambiental das pessoas e gerar novas fontes de renda para as comunidades locais. O fluxo moderado e a presença de visitantes dentro das APs e no entorno, mesmo que alguns não sejam, inicialmente, muito engajados com a conservação da biodiversidade, contribui para reduzir a pressão de ameaças como a pesca, a caça e o extrativismo predatórios, em especial em países em desenvolvimento [28][30][31][33][43].

Um aspecto enfatizado nestes estudos é a necessidade de adotar uma abordagem centrada nas pessoas, pois quando uma área recebe o status de AP, a população local frequentemente precisa reconsiderar as alternativas econômicas e de subsistência para atender às normas ambientais. O turismo, além de ser uma atividade econômica mais compatível com a conservação, também é um potencial facilitador na mediação das relações geralmente conflituosas entre o governo e as comunidades [27][29].

Em um estudo realizado no Nepal sobre como conectar parques e pessoas, Nepal (2002) relata um contexto que, em muitos aspectos, se assemelha ao do Brasil. O monitoramento da biodiversidade não é considerado uma prioridade e iniciativas pontuais geralmente são abandonadas devido à falta de financiamento. Os militares contribuem para a proteção e o combate à caça, mas atrapalham na relação com as comunidades locais. As APs não estão preparadas para lidar com os impactos do turismo. A maior parte da equipe das APs possui formação em ciências biológicas e não está familiarizada com conceitos e técnicas de gestão do turismo. A falta de financiamento compromete a gestão das APs. Programas especiais são implementados apenas com apoio internacional e seguem as prioridades do doador dos recursos. A arrecadação proveniente do turismo é destinada ao governo central, o que desestimula a cobrança de ingressos, já que os recursos não permanecem na AP. A comunidade local, em geral, é desconfiada, pois as políticas públicas frequentemente são incoerentes e inconstantes. O terceiro setor auxilia as comunidades locais no planejamento, execução e gestão de projetos de conservação de pequena escala. E o turismo, por fim, acaba tendo um papel conciliatório entre os gestores das APs e as comunidades locais. No entanto, isso só ocorre se houver uma visão compartilhada de conservação e desenvolvimento [27].

Outro aspecto analisado neste grupo temático foi a estratégia de utilizar o turismo para garantir recursos suficientes, como orçamento, pessoal e infraestrutura para as APs. Esse tipo de estratégia visa viabilizar atividades rotineiras de gestão da AP, portanto, relacionadas diretamente com a conservação da biodiversidade, em resposta a um mundo com uma lógica cada vez mais neoliberal, que, em geral, não prioriza o investimento público em AP [10].

Como oportunidade de pesquisa neste grupo temático, identificou-se a avaliação dos efeitos da

presença de atividades pró-conservacionistas de longo prazo, como pesquisa de campo e turismo nos resultados de conservação da biodiversidade nas APs.

Impactos ecológicos do turismo e ecologia da recreação

A ecologia da recreação é um ramo da ecologia que surgiu nos Estados Unidos no final do século 20 e estuda os impactos das atividades recreativas humanas em ambientes naturais, com o objetivo de compreender e mitigar os efeitos dessas interações. Esse campo analisa como o uso de áreas naturais para lazer, turismo e esportes ao ar livre afeta os ecossistemas, incluindo flora, fauna, solo, água e paisagem, fundamental para auxiliar os gestores de AP a definirem os limites aceitáveis de impactos negativos da visitação [21][23].

Os artigos deste grupo temático destacaram a importância do monitoramento e avaliação dos impactos ecológicos do turismo de natureza [14][20], testaram metodologias mais acessíveis e simplificadas [24], revisaram a literatura sobre ecologia da recreação [21][23] e avaliaram o impacto das atividades turísticas sobre a vida selvagem [25][26].

Além do zoneamento das APs e da limitação do número de visitantes, outras estratégias podem ser igualmente eficazes para minimizar os impactos da visitação. Essas estratégias incluem a escolha cuidadosa da localização, o design e o tipo de infraestrutura, a manutenção adequada de trilhas e áreas de recreação, a gestão espacial e temporal dos visitantes, bem como uma comunicação normativa e persuasiva [14][20][23][45].

Há um consenso entre os autores desse grupo temático, como Hadwen et al. [14] na Austrália, Marion et al. [22] nos Estados Unidos, Cunha [26] no Brasil, de que o conhecimento sobre os impactos ecológicos do turismo ainda é limitado e existe uma urgência em realizar novas pesquisas, especialmente diante do aumento crescente na demanda por turismo de natureza e do risco associado à perda de controle sobre os impactos, em especial, na biodiversidade [14][23][26].

Governança e gestão do turismo

Aqueles que lidam com o turismo devem ser devidamente capacitados para reconhecer a complexidade do tema, as ameaças e potencialidades do negócio e, igualmente, os conservacionistas devem compreender que o turismo, em vez de ser impedido, deve ser gerenciado [13].

Os artigos nesse grupo temático destacaram a importância dos planos de manejo e planos de uso público, que fornecem diretrizes para o zoneamento, planejamento e monitoramento nas APs. Também analisaram diferentes modelos de gestão [34] e delegação de serviços [35], sugeriram o estabelecimento de critérios e indicadores para as atividades de turismo e recreação [37], estratégias sólidas de avaliação e monitoramento, bem como esforços significativos para desenvolver a capacidade dos atores locais [36].

As principais dificuldades elencadas nos artigos foram subfinanciamento, deficiências na gestão e desafios na manutenção de atividades de longo prazo, como pesquisa e monitoramento.

No Canadá, estudo de Eagles [34] sobre modelos de governança e parcerias concluiu que os orçamentos governamentais centralizados e inflexíveis, aprovados com muita antecedência à execução das atividades limitam a capacidade das APs de fornecer serviços adequados, o que motiva a busca frequente por parcerias com o setor privado ou o terceiro setor para operacionalizar os serviços de turismo.

Na Nova Zelândia, estudo de Dinica [35] investigou a concessão de serviços turísticos nos parques e não encontrou evidências de que os concessionários tenham integrado responsabilidades ambientais de forma significativa em suas operações. O estudo também destacou a ausência de estratégia governamental para o planejamento e implementação das concessões de serviços turísticos, incluindo normas para taxas, obrigações ambientais, sociais e culturais e critérios para participação em licitações.

Estudo de caso de Aydin e Öztürk [37] na Turquia concluiu que os critérios e indicadores estabelecidos em nível nacional podem ser adaptados localmente e servem como diretrizes importantes no planejamento e no monitoramento do turismo em APs específicas.

Como oportunidades de pesquisa neste grupo temático, destaca-se o desenvolvimento de critérios e indicadores para a delegação de serviços turísticos, como concessões, que são muito pouco estudadas e, em um contexto de tendências neoliberais, frequentemente são vistas como solução para todos os problemas. Além disso, destaca-se a necessidade de metodologias

CC BY NC ND

mais simples e participativas para a avaliação e o monitoramento dos impactos ecológicos das atividades turísticas nas APs.

Monitoramento e conservação da biodiversidade

Todos os artigos analisados nesta revisão indicam que a gestão inadequada das APs pode prejudicar tanto o valor do turismo quanto a biodiversidade, ressaltando a importância do monitoramento sistemático, como já abordado anteriormente na literatura [7][12][46].

No entanto, para facilitar a análise e discussão, agrupou-se neste tema "Monitoramento e conservação da biodiversidade" apenas os artigos que focaram em estratégias e roteiros metodológicos voltados para o monitoramento da biodiversidade.

Em geral, o monitoramento da biodiversidade é conduzido por especialistas, é caro, difícil de manter e muitas vezes percebido como irrelevante por gestores e comunidades locais. Quando há um plano de monitoramento da biodiversidade nas APs, frequentemente segue diretrizes nacionais ou de projetos com objetivos específicos e não considera as atividades turísticas, o que pode resultar em ausência de acompanhamento dos impactos ecológicos da visitação [14][38][39][42].

Com relação à integração dos diversos tipos de monitoramento nas APs, estudo de Catibog-Sinha [40] na Austrália concluiu que o monitoramento da biodiversidade e dos impactos da visitação deveriam ser conduzidos de maneira conjunta, propondo um roteiro integrado para facilitar a aplicação pelos gestores de parques. Por outro lado, Hadwen et al. [14], também na Australia, concluíram que o monitoramento da visitação deveria ser conduzido de forma independente do monitoramento da biodiversidade devido às particularidades dos indicadores, cronogramas e programas governamentais aos quais respondem.

No México, o estudo de Ortega-Álvarez e Calderón-Parra [42] baseou-se em experiências com comunidades indígenas e rurais no turismo de observação de aves. Eles observaram que os impactos ecológicos das atividades turísticas são frequentemente negligenciados e o monitoramento da biodiversidade nas APs geralmente não apresenta objetivos claros. Os autores recomendaram que os projetos de turismo comunitário sempre incorporem o monitoramento participativo em suas atividades, aproveitando o conhecimento diferenciado de guias locais e de turistas, que muitas vezes são ornitólogos.

A observação de aves é uma atividade recreativa e um segmento do turismo, também conhecida como *birdwatching*, *birding*, aviturismo ou passarinhada no Brasil. É uma atividade geralmente desenvolvida por turistas de países desenvolvidos e que vem crescendo nos últimos anos no Brasil [47].

Em Cuba, estudo de caso de Perera-Valderrama et al. [41] relatou melhorias nas relações com as comunidades locais, aumento na realização do monitoramento da biodiversidade e melhoria na efetividade de gestão das APs após a implementação de um projeto que propôs uma estratégia integrada de monitoramento da biodiversidade e promoção de turismo sustentável.

De acordo com Jurkus et al. [44], os limites atuais da pesquisa estão relacionados ao déficit de ferramentas de alta qualidade baseadas em IA para a interpretação cruzada de dados de ciência cidadã, como materiais visuais de código aberto, como, fotos e vídeos de Instagram, TikTok e outras plataformas de mídia social, especialmente em AP costeiras e marinhas. A padronização de abordagens híbridas para monitorar, classificar e mapear ambientes relevantes para o turismo baseado na natureza é o gargalo mais significativo que dificulta avanços rápidos na pesquisa sobre conservação da biodiversidade e sustentabilidade do turismo.

A ciência cidadã ou o envolvimento dos cidadãos na produção de conhecimento científico ocorre quando o público contribui, principalmente com dados, em pesquisas comunitárias ou participativas. Da mesma forma, a participação cidadã no monitoramento da AP envolve mais do que a mera coleta e análise de dados, podendo contribuir para o fortalecimento da relação sociedade-natureza e sociedade-governo. Em países cultural e socialmente diversos, como o Brasil, a ciência cidadã deve respeitar e considerar diferentes visões de mundo, expectativas e necessidades, bem como graus variados de educação formal e conhecimentos ecológicos locais [38][48].

Simplificar protocolos, reduzir custos e otimizar os métodos de monitoramento incorporando a participação e o conhecimento das comunidades locais e turistas parece ser a melhor abordagem para a implementação bem-sucedida e de longo prazo do monitoramento da biodiversidade e dos impactos da visitação nas APs [31][32][33][38][43][44].

Como oportunidades de pesquisa neste grupo temático, destaca-se a ciência cidadã, enfatizando estudos voltados para o desenvolvimento e teste de protocolos simplificados de monitoramento que incluam a participação e o conhecimento da comunidade local, dos voluntários e de turistas.

Perguntas de pesquisa

O objetivo deste estudo foi revisar de forma sistemática a literatura científica internacional sobre a gestão do turismo e conservação da biodiversidade em AP e identificar lacunas de pesquisa. Adicionalmente, buscaram-se nos artigos analisados evidências de que: a) o turismo contribui para a conservação da natureza; e, b) o monitoramento da biodiversidade está incorporado na rotina de gestão das APs. Destaca-se, no entanto, que não foi objetivo primário deste estudo investigar essas questões de forma aprofundada.

Dos 27 artigos selecionados, nove (33%) forneceram evidências de que o turismo contribui para a conservação da natureza e nenhum artigo apresentou evidências da realização sistemática do monitoramento da biodiversidade nas APs.

Em outras palavras, apesar de 52% dos artigos apresentarem uma visão positiva do turismo em relação à conservação, apenas 33% apresentaram subsídios para essa percepção e nenhum dos artigos utilizou ou mencionou dados de monitoramento da biodiversidade em suas análises.

Apesar do tamanho limitado da amostra, esse achado reforça o entendimento de vários autores de que o monitoramento da biodiversidade em AP não é considerado um processo prioritário. Crises ou cortes no orçamento podem paralisar atividades de monitoramento, mesmo quando já foram planejadas e iniciadas, inclusive em países desenvolvidos [14][38][39][42][43]. Os achados também corroboram estudos anteriores que indicam que a gestão da conservação parece fundamentar-se em evidências empíricas [15][16].

Como oportunidade de pesquisa, sugere-se investigar até que ponto a escassez de dados nas APs está relacionada apenas à limitação de recursos, como indicado pelos estudos desta revisão, ou se há outros fatores envolvidos, como a cultura de gestão sem dados, o receio de ser avaliado, resistências na avaliação de atividades turísticas e interferências políticas na gestão.

Considerações Finais

Este estudo interdisciplinar revisou de forma sistemática a literatura científica internacional sobre gestão do turismo e da biodiversidade em APs, com o objetivo de identificar oportunidades de pesquisa e adicionalmente buscar nos artigos evidências de que o turismo contribui para a conservação da natureza e de que o monitoramento da biodiversidade é realizado de forma rotineira nas APs.

Dos 73 artigos recuperados, 27 foram selecionados para análise, dos quais 14 (52%) apresentaram uma visão positiva da relação entre o turismo e a conservação da natureza, 7 (26%) mostraram uma visão negativa e 6 (22%) indicaram uma visão neutra. Nove artigos (33%) forneceram evidências de que o turismo contribui para a conservação e nenhum dos artigos utilizou dados de monitoramento em suas análises.

Destaca-se a importância do turismo como ferramenta de apoio à conservação das APs e sua contribuição econômica em âmbito global. No entanto, o enfoque majoritariamente econômico, ou considerar o turismo como uma panaceia, é um artifício ardiloso. Impactos negativos da visitação nas APs e seus ecossistemas ocorrem e apesar de os métodos e ferramentas para medi-los e mitigá-los serem cada vez mais acessíveis e participativos, a cultura de mensuração e gestão desses impactos ainda é incipiente.

Apesar da limitação do tamanho da amostra, este estudo reforça a incerteza sobre a sustentabilidade da atividade turística em AP, destacando a urgência de se promover e implementar de fato tanto o monitoramento da biodiversidade quanto o monitoramento da visitação e seus impactos. Os resultados confirmam estudos anteriores, indicando que a gestão da conservação e em especial a gestão do turismo em AP parece ser baseada mais em evidências empíricas do que em dados sistemáticos de monitoramento.

A escassez crescente de recursos públicos orçamentários intensifica a demanda por parcerias para gestão da visitação em AP, para as quais a adoção, e novamente, o monitoramento de parâmetros para a sustentabilidade precisa ser alavancado. O monitoramento da biodiversidade em AP apresenta potenciais sinergias para o seu desenvolvimento alinhado à visitação, como já ocorre em iniciativas como a observação de aves e o turismo científico.

CC BY NC ND

As principais lacunas de pesquisa identificadas foram: a) efeitos das atividades de longo prazo, como pesquisa de campo e turismo, nos resultados de conservação da natureza em AP; b) desenvolvimento de critérios e indicadores para a delegação de serviços turísticos, em especial concessões; e c) teste e aprimoramento de roteiros simplificados e participativos para o monitoramento da conservação da biodiversidade e dos impactos ecológicos da visitação, com ênfase em ciência cidadã.

Por fim, o planejamento, o zoneamento e o monitoramento são pilares para a gestão efetiva tanto do turismo quanto da biodiversidade em AP. E o investimento no engajamento da comunidade local e em parcerias parece ser estratégico para a implementação de práticas realmente sustentáveis nas APs.

Referências

1. Wilson EO. The diversity of life.1992.

2. Myers N. The primary source: Tropical forests and our future: Norton; 1992. Doi: https://doi.org/10.1007/978-94-017-3608-4

3. Costanza R, d'Arge R, de Groot R, Farber S, Grasso M, Hannon B et al. The value of the world's ecosystem services and natural capital. Nature. 1997; 387(6630): 253-260. Doi:https://doi.org/10.1038/387253a0

4. Soule ME. Conservation: Tactics for a Constant Crisis. Science (American Association for the Advancement of Science). 1991; 253(5021): 744-750. Doi: https://doi.org/10.1126/science.253.5021.744

5. Bruner AG, Gullison RE, Rice RE, da Fonseca GAB. Effectiveness of parks in protecting tropical biodiversity. SCIENCE. 2001; 291(5501): 125-128. Doi:https://doi.org/10.1126/science.291.5501.125

6. Butchart SHM, Scharlemann JPW, Evans MI, Quader S, Aricò S, Arinaitwe J et al. Protecting important sites for biodiversity contributes to meeting global conservation targets. PLOS ONE. 2012; 7(3). Doi:https://doi.org/10.1371/journal.pone.0032529

7. Eagles PFJ, McCool SF. Tourism in national parks and protected areas. Planning and management. UK, USA: CABI Publishing; 2002. Doi:https://doi.org/10.1079/9780851995892.0000

8. Cunha A, Rodrigues C, Sancho-Pivoto A, Romagosa F. The connection with nature in Brazilian urban parks and its contribution to the wellness of the population and to child development. Sociedade & Natureza. 2022; 34. Doi: https://doi.org/10.14393/SN-v34-2022-65411x

9. Bernard E, Penna LAO, Araujo E. Downgrading, downsizing, degazettement, and reclassification of protected areas in Brazil. Conservation biology. 2014; 28(4): 939-950. Doi: https://doi.org/10.1111/cobi.12298

10. Job H, Becken S, Lane B. Protected areas in a neoliberal world and the role of tourism in supporting conservation and sustainable development: an assessment of strategic planning, zoning, impact monitoring, and tourism management at natural World Heritage Sites. Journal of sustainable tourism. 2017; 25(12): 1697-1718. Doi: https://doi.org/10.1080/09669582.2017.1377432

11. Buckley R. Conservation Tourism: CAB International; 2010. Doi:https://doi.org/10.1079/9781845936655.0000

12. Fennell DA. Ecotourism. Fourth ed. London: Routledge; 2014. 336 p. Doi: https://doi.org/10.4324/9780203382110

13. Budowski G. Tourism and environmental conservation: Conflict, coexistence, or symbiosis? Environmental Conservation. 1976; 3(1): 27-31. Doi: https://doi.org/10.1017/S0376892900017707

14. Hadwen WL, Hill W, Pickering CM. Icons under threat: Why monitoring visitors and their ecological impacts in protected areas matters. Ecological management & restoration. 2007; 8(3): 177-181. Doi: https://doi.org/10.1111/j.1442-8903.2007.00364.x

15. Sutherland WJ, Pullin AS, Dolman PM, Knight TM. The need for evidence-based conservation. Trends in ecology & evolution (Amsterdam). 2004; 19(6): 305-308. Doi: https://doi.org/10.1016/j.tree.2004.03.018

16. Moore SA, Hockings M. Australian protected areas and adaptive management: Contributions by visitor planning frameworks and management effectiveness assessments. Australasian journal of environmental management. 2013; 20(4): 270-284. Doi: https://doi.org/10.1080/14486563.2013.833487

17. Redford K. The empty forest. Bioscience. 1992; 42. Doi: https://doi.org/10.2307/1311860

18. Benítez-López A, Santini L, Schipper AM, Busana M, Huijbregts MAJ. Intact but empty forests? Patterns of hunting-induced mammal defaunation in the tropics. PLoS biology. 2019; 17(5): e3000247-e. Doi: https://doi.org/10.1371/journal.pbio.3000247

19. Page MJ, McKenzie JE, Bossuyt PM, Boutron I, Hoffmann TC, Mulrow CD et al. The PRISMA 2020 statement: An updated guideline for reporting systematic reviews. BMJ (Online). 2021; 372: n71-n. Doi: https://doi.org/10.1136/bmj.n71

20. Pickering CM. Ten factors that affect the severity of environmental impacts of visitors in protected areas. Ambio. 2010; 39(1): 70-77. Doi: https://doi.org/10.1007/s13280-009-0007-6

21. Leung Y-F. Recreation ecology research in East Asia's protected areas: Redefining impacts? Journal for nature conservation. 2012; 20(6): 349-356. Doi: https://doi.org/10.1016/j.jnc.2012.07.005

22. Marion JL. A review and synthesis of recreation ecology research supporting carrying capacity and visitor use management decisionmaking. Journal of forestry. 2016; 114(3): 339-351. Doi: https://doi.org/10.5849/jof.15-062

23. Marion JL, Leung Y-F, Eagleston H, Burroughs K. A review and synthesis of recreation ecology research findings on visitor impacts to wilderness and protected natural areas. Journal of forestry. 2016; 114(3): 352-362. Doi: https://doi.org/10.5849/jof.15-498

24. Canteiro M, Córdova-Tapia F, Brazeiro A. Tourism impact assessment: A tool to evaluate the environmental impacts of touristic activities in natural protected areas. Tourism management perspectives. 2018; 28: 220-227. Doi: https://doi.org/10.1016/j.tmp.2018.09.007

25. Ouboter DA, Kadosoe VS, Ouboter PE. Impact of ecotourism on abundance, diversity and activity patterns of medium-large terrestrial mammals at Brownsberg Nature Park, Suriname. PloS one. 2021; 16(6): e0250390-e. Doi: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0250390

26. Cunha AA. Negative effects of tourism in a Brazilian Atlantic forest National Park. Journal for Nature Conservation. 2010; 18(4): 291-295. Doi: https://doi.org/10.1016/j.jnc.2010.01.001

27. Nepal SK. Linking parks and people: Nepal's experience in resolving conflicts in parks and protected areas. International journal of sustainable development and world ecology. 2002; 9(1): 75-90. Doi: https://doi.org/10.1080/13504500209470104

28. Campbell G, Kuehl H, Diarrassouba A, N'Goran PK, Boesch C. Long-term research sites as refugia for threatened and over-harvested species. Biology letters (2005). 2011; 7(5): 723-726. Doi: https://doi.org/10.1098/rsbl.2011.0155

29. Leitis E. The role of ecotourism in the reduction of anthropogenic load on Natura 2000 territories throughout Latvia. Environmental and Climate Technologies. 2011; 7(1): 79-86. Doi: https://doi.org/10.2478/v10145-011-0031-1

30. Laurance WF. Does research help to safeguard protected areas? Trends in ecology & evolution (Amsterdam). 2013; 28(5): 261-266. Doi: https://doi.org/10.1016/j.tree.2013.01.017

31. Tranquilli S, Abedi-Lartey M, Abernethy K, Amsini F, Asamoah A, Balangtaa C et al. Protected areas in Tropical Africa: Assessing threats and conservation activities. PloS one. 2014; 9(12): e114154-e. Doi: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0114154

32. Weaver DB, Lawton LJ. A new visitation paradigm for protected areas. Tourism management (1982). 2017; 60: 140-146. Doi: https://doi.org/10.1016/j.tourman.2016.11.018

33. Eshoo PF, Johnson A, Duangdala S, Hansel T. Design, monitoring and evaluation of a direct payments approach for an ecotourism strategy to reduce illegal hunting and trade of wildlife in Lao PDR. PloS one. 2018; 13(2): e0186133-e. Doi: https://doi.org/10.1371/journal.pone.0186133

34. Eagles PFJ. Governance of recreation and tourism partnerships in parks and protected areas. Journal of sustainable tourism. 2009; 17(2): 231-248. Doi: https://doi.org/10.1080/09669580802495725

35. Dinica V. Tourism concessions in national parks: Neo-liberal governance experiments for a conservation economy in New Zealand. Journal of sustainable tourism. 2017; 25(12): 1811-1829. Doi: https://doi.org/10.1080/09669582.2015.1115512

36. Oleśniewicz P, Pytel S, Markiewicz-Patkowska J, Szromek AR, Jandová S. A model of the sustainable management of the natural environment in national parks – A case study of national parks in Poland. Sustainability. 2020; 12(7): 2704. Doi: https://doi.org/10.3390/su12072704

37. Aydin IZ, Öztürk A. Identifying, monitoring, and evaluating sustainable ecotourism management criteria and indicators for protected areas in Türkiye: The case of Camili Biosphere Reserve. Sustainability (Basel, Switzerland). 2023; 15(4): 2933. Doi: https://doi.org/10.3390/su15042933

38. Danielsen F, Burgess ND, Balmford A. Monitoring matters: Examining the potential of locally-based approaches. Biodiversity and conservation. 2005; 14(11): 2507-2542. Doi: https://doi.org/10.1007/s10531-005-8375-0

39. Buckley R, Robinson J, Carmody J, King N. Monitoring for management of conservation and recreation in Australian protected areas. Biodiversity and conservation. 2008; 17(14): 3589-3606. Doi: https://doi.org/10.1007/s10531-008-9448-7

40. Catibog-Sinha C. Visitor impact and biodiversity: A monitoring framework for protected areas in Southern Highlands, New South Wales, Australia. Asia Pacific journal of tourism research. 2008; 13(3): 245-263. Doi: https://doi.org/10.1080/10941660802280364

41. Perera-Valderrama S, Cerdeira-Estrada S, Martell-Dubois R, Rosique-de la Cruz L, Caballero-Aragón H, Valdez-Chavarin J et al. A new long-term marine biodiversity monitoring program for the knowledge and management in marine protected areas of the Mexican Caribbean. Sustainability (Basel, Switzerland). 2020; 12(18): 7814. Doi: https://doi.org/10.3390/su12187814

42. Ortega-Álvarez R, Calderón-Parra R. Linking biological monitoring and wildlife ecotourism: A call for development of comprehensive community-based projects in search of sustainability. Environment, development and sustainability. 2021; 23(3): 4149-4161. Doi: https://doi.org/10.1007/s10668-020-00761-7

43. Boakes Z, Hall AE, Ampou EE, Jones GCA, Suryaputra IGNA, Mahyuni LP et al. Coral reef conservation in Bali in light of international best practice, a literature review. Journal for nature conservation. 2022; 67: 126190. Doi: https://doi.org/10.1016/j.jnc.2022.126190

44. Jurkus E, Povilanskas R, Taminskas J. Current trends and issues in research on biodiversity conservation and tourism sustainability. Sustainability. 2022; 14(6): 3342. Doi: https://doi.org/10.3390/su14063342

45. Cunha A; Costa C. Nature tourism research in Brazil: A preliminary scientometric approach of the last 20 years. In: Cunha A, Magro-Lindenkamp T, McCool S. Tourism and protected areas in Brazil: Challenges and perspectives. Nova York: Nova Science Publishers, 2018. 330 p.

46. Buckley R. Parks and tourism. PLoS biology. 2009; 7(6): e1000143-e. Doi: https://doi.org/10.1371/journal.pbio.1000143

47. Junior RO, Simonetti SR, Cohn-Haft M. Observação de aves nas áreas protegidas do Amazonas. Revista Brasileira de Ecoturismo (RBEcotur). 2022; 15(3): 487-510. Doi: https://doi.org/10.34024/rbecotur.2022.v15.13434

48. Cronemberger C, Ribeiro KT, Klaczko RA, De Andrade DFC, Marini-Filho OJ, Masuda LSM et al. Social participation in the Brazilian National Biodiversity Monitoring Program Leads to Multiple Socioenvironmental Outcomes. Citizen Science: Theory and Practice 8. 2023; (1): 32. Doi: https://doi.org/10.5334/cstp.582

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Ecologia reprodutiva de *Hypsolebias auratus*, um peixe-anual do Cerrado: subsídios para o manejo conservacionista

Davi Hinncands de Oliveira[1,3]
https://orcid.org/0009-0000-7821-1607

Neliton Ricardo Freitas Lara[2]
https://orcid.org/0000-0001-8313-0609

Izabel Correa Boock de Garcia[3]*
https://orcid.org/0000-0002-2252-3799
* Contato principal

Carla Natacha Marcolino Polaz[3]
https://orcid.org/0000-0002-3890-3008

[1] Fundação Hermínio Ometto/FHO, Araras/SP, Brasil. <davi.hinncands@hotmail.com>.

[2] Instituto de Biociências, Universidade Estadual Paulista/UNESP, Rio Claro/SP, Brasil. <neliton.lara@gmail.com>.

[3] Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental/CEPTA, Pirassununga/SP, Brasil. <davi.hinncands@hotmail.com, izabel.garcia@icmbio.gov.br, carla.polaz@icmbio.gov.br>.

Recebido em 20/12/2022 – Aceito em 30/10/2024

Como citar:

Hinncands D, Lara NFR, Garcia ICB, Polaz CNM. Ecologia reprodutiva de *Hypsolebias auratus*, um peixe-anual do Cerrado: subsídios para o manejo conservacionista. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 54-70. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2366

Palavras-chave: Rivulidae; oviposição; diapausa; eclosão.

RESUMO – *Hypsolebias auratus* é um peixe Rivulidae com elevado interesse de conservação, pois se encontra ''Criticamente em Perigo''. Assim, este trabalho teve como objetivo investigar as estratégias reprodutivas da espécie em cativeiro. Quinze indivíduos maduros foram separados em seis aquários, três contendo trisais (duas fêmeas e um macho) e três com casais. Cada aquário continha um ninho que foi substituído semanalmente durante cinco semanas; os ninhos foram secos e conservados e, após 60 dias, abertos e os ovos quantificados. Cada ovo foi classificado em diapausa DI, DII ou DIII (desenvolvimento embrionário) e molhado para determinar as taxas de eclosão. Os ovos não eclodidos foram remolhados após 30 dias. A taxa média de oviposição semanal por fêmea foi significativamente superior nos trisais em relação aos casais ($p = 0,0333$; $\alpha = 0,05$). Do total de embriões obtidos, 95% permaneceram em DI e 5% alcançaram DIII. Dos embriões em DIII, 43% eclodiram, 28,5% morreram e 28,5% não eclodiram. Nenhum embrião em DI eclodiu. Ao término do estudo, 84,4% dos embriões permaneceram vivos, em boas condições. Conclui-se que o desempenho reprodutivo de *H. auratus* é melhorado com o aumento do número de fêmeas em relação a machos, resultando em maiores taxas médias de oviposição. Compreender melhor a ecologia reprodutiva dessa espécie contribui no manejo *ex situ* de *H. auratus* e, consequentemente, na conservação de rivulídeos anuais como um todo. Aprimorar o manejo *ex situ* é uma das importantes estratégias na conservação de espécies altamente ameaçadas, como é o caso desses peixes.

CC BY NC ND

Reproductive ecology of *Hypsolebias auratus*, a Cerrado annual killifish: contribution to conservation management

Keywords: Rivulidae; oviposition; diapause; hatching.

ABSTRACT – *Hypsolebias auratus* is a Rivulidae fish of high conservation interest, as it is classified as 'Critically Endangered'. Therefore, this study aimed to investigate the reproductive strategies of the species in captivity. Fifteen mature individuals were separated into six tanks, three containing triplets (two females and one male) and three with pairs. Each tank contained a nest, which was replaced weekly over five weeks; the nests were dried and preserved, and after 60 days, they were opened, and the eggs were quantified. Each egg was classified as diapause DI, DII, or DIII (embryonic development) and moistened to determine hatching rates. Unhatched eggs were moistened again after 30 days. The average weekly oviposition rate per female was significantly higher in triplets compared to pairs ($p = 0.0333$; $\alpha = 0.05$). Of the total embryos obtained, 95% remained in DI and 5% reached DIII. Of the embryos in DIII, 43% hatched, 28.5% died, and 28.5% remained at this stage. No DI embryos hatched. At the end of the study, 84.4% of the embryos remained alive and in good condition. It is concluded that the reproductive performance of *H. auratus* is enhanced with an increase in the number of females, resulting in higher average oviposition rates. A better understanding of the reproductive ecology of this species contributes to the *ex situ* management of *H. auratus* and, consequently, to the conservation of annual rivulids as a whole. Enhancing *ex situ* management is one of the important strategies in the conservation of highly threatened species, such as these fishes.

Ecología reproductiva de *Hypsolebias auratus*, un pez anual del Cerrado: subsidios para la gestión de la conservación

Palabras llave: Rivulidae; oviposición; diapausa; eclosión.

RESUMEN – *Hypsolebias auratus* es un pez Rivulidae de alto interés de conservación, clasificado como 'En Peligro Crítico'. Por lo tanto, este estudio tuvo como objetivo investigar las estrategias reproductivas de la especie en cautiverio. Quince individuos maduros fueron separados en seis tanques, tres conteniendo tríos (dos hembras y un macho) y tres con parejas. Cada tanque contenía un nido, que fue reemplazado semanalmente durante cinco semanas; los nidos fueron secados y preservados, y después de 60 días, fueron abiertos y los huevos fueron cuantificados. Cada huevo fue clasificado como diapausa DI, DII o DIII (desarrollo embrionario) y humedecido para determinar las tasas de eclosión. Los huevos no eclosionados fueron humedecidos nuevamente después de 30 días. La tasa promedio de oviposición semanal por hembra fue significativamente mayor en los tríos en comparación con las parejas ($p = 0{,}0333$; $\alpha = 0{,}05$). Del total de embriones obtenidos, el 95% permaneció en DI y el 5% alcanzó DIII. De los embriones en DIII, el 43% eclosionó, el 28,5% murió y el 28,5% permaneció sin eclosionar. Ningún embrión en DI eclosionó. Al final del estudio, el 84,4% de los embriones permanecieron vivos y en buenas condiciones. Se concluye que el rendimiento reproductivo de *H. auratus* se mejora con el aumento del número de hembras en relación con los machos, lo que resulta en tasas promedio de oviposición más altas. Comprender mejor la ecología reproductiva de esta especie contribuye al manejo *ex situ* de *H. auratus* y, en consecuencia, a la conservación de los rivulídeos anuales en su conjunto. Mejorar el manejo *ex situ* es una de las estrategias más importantes en la conservación de especies altamente amenazadas, como es el caso de estos peces.

CC BY NC ND

Introdução

Rivulidae constitui uma das famílias de peixes mais ameaçadas de extinção no Brasil [1][2][3]. Dentre as características marcantes dos representantes dessa família destacam-se suas cores, formas, seu tamanho corporal reduzido e seu complexo ciclo de vida em meio aos ambientes alagáveis onde habitam [4]. A maioria dos peixes rivulídeos vive em ambientes aquáticos sazonais, como poças, brejos ou pequenas lagoas, que podem secar completamente durante o período de estiagem; por isso são chamados de peixes-anuais ou peixes-das-nuvens [5]. Uma porção menos representativa de espécies é encontrada ao longo de todo o ano, vivendo em ambientes aquáticos perenes, como brejos e riachos, e por isso são consideradas não-anuais [6].

Submetidos à sazonalidade, os peixes-anuais apresentam rápido crescimento e maturação sexual e desenvolvem estratégias que permitem sua perpetuação em ambientes menos previsíveis [7]. Antes que o ambiente seque, os peixes-anuais depositam seus ovos no substrato, os quais permanecem em estado de diapausa durante os períodos de seca. Na estação chuvosa seguinte, juntamente com a recomposição de seu *habitat*, os ovos continuam o seu desenvolvimento embrionário, eclodem e um novo ciclo se inicia [8][9].

Na natureza existem muitos riscos para a sobrevivência dos peixes-anuais. A mudança do clima, por exemplo, altera o regime das chuvas, trazendo consigo cheias ou secas sucessivas e, por consequência, modificam a sazonalidade das poças onde muitas espécies ocorrem. O excesso de chuvas pode ser uma ameaça para espécies que habitam poças temporárias próximas a corpos d'água permanentes, pois com a cheia os diferentes *habitat* podem se conectar e se tornarem um só ambiente. Quando isso ocorre, espécies de peixes-anuais podem se tornar presas fáceis para outras espécies oriundas dos ambientes permanentes [10]. Em contrapartida, períodos excessivos de seca nos ambientes temporários podem provocar uma forte seleção de indivíduos durante o desenvolvimento embrionário dos ovos, exigindo destes embriões permanecer estacionados em diapausas mais prolongadas para sobreviver, até a chegada das chuvas e recomposição de seu *habitat* [11].

Além disso, os peixes-anuais são altamente dependentes da integridade física de seus biótopos [12], ou seja, são fortemente afetados por atividades antrópicas que modificam a estrutura e dinâmica de seus *habitat*. Por exemplo, mudanças nos parâmetros físicos e químicos da água, como reduções nos níveis de oxigênio dissolvido, podem impactar outras populações de organismos que vivem nesses ambientes, causando uma restrição temporária de recursos alimentares para os peixes-anuais [13]. Dessa forma, a destruição de *habitat* é o principal fator que coloca muitas espécies dessa família em risco de extinção. Entre as causas da degradação dos *habitat* temporários destacam-se a atividade agropecuária, a expansão urbana, a construção de parques eólicos e outros empreendimentos [14][15]. Por essa razão, os rivulídeos, sobretudo as espécies anuais, são considerados peixes altamente vulneráveis na natureza.

Entre os peixes-anuais, *Hypsolebias auratus* [18] possui elevado interesse de conservação, pois consta na lista de espécies ameaçadas de extinção na categoria mais crítica de ameaça: ''Criticamente em Perigo'' [16][17]. *Hypsolebias auratus* possui distribuição restrita, sendo encontrada apenas em uma poça temporária de água doce nas proximidades do rio Taboca, um tributário do rio Paracatu na bacia do rio São Francisco, localizada no município de Lagoa Grande, oeste do estado de Minas Gerais [5]. As rodovias e o desenvolvimento agrícola na região são as principais ameaças para a espécie; a ampliação destas atividades pode ocasionar o aterramento das áreas alagáveis do rio Paracatu, e a atividade agrícola no entorno de sua localidade-tipo pode causar contaminação nos corpos d'água por pesticidas [18]. Um terceiro fator de risco para a espécie se refere à construção de uma hidrelétrica na região, que pode levar à inundação permanente das áreas de planícies do médio Paracatu e ao desaparecimento destes peixes [18].

Os principais estudos desenvolvidos com *H. auratus* se referem à conservação, distribuição e taxonomia [5][19]; por outro lado, estudos relacionados à ecologia reprodutiva da espécie não foram encontrados na literatura. O conhecimento da biologia reprodutiva dessa e de outras espécies de Rivulidae é fundamental para embasar estratégias de conservação e planos de manejo para esse grupo de peixes [20]. Apesar da sua importância, trabalhos abordando a ecologia reprodutiva são ainda incipientes e os que existem focam principalmente em espécies endêmicas oriundas de outras regiões do Brasil, como Centro-Oeste [21] e Sul [22][23].

CC BY NC ND

Shibatta [21] acompanhou a reprodução da espécie *Simpsonichtys boitonei* em laboratório. Em seu trabalho, o autor verificou o desenvolvimento dos ovos/embriões depositados por mais de 100 dias, determinou a taxa de eclosão dos ovos que completaram o seu desenvolvimento e avaliou a proporção sexual de indivíduos nascidos em cativeiro. Esse é, provavelmente, um dos primeiros trabalhos a observar em laboratório aspectos reprodutivos de peixes rivulídeos brasileiros e, consequentemente, a demonstrar a viabilidade desses tipos de estudos em laboratório. Sendo assim, por meio das técnicas de manejo utilizadas, forneceu subsídios para futuros estudos de reprodução com essa e outras espécies de peixes rivulídeos que apresentam um ciclo de vida anual, como é caso do presente estudo.

Se por um lado um dos estudos pioneiros com aspectos reprodutivos de Rivulidae em cativeiro tenha sido realizado com uma espécie do Cerrado brasileiro, é na região Sul do país que a maior parte dos estudos com essa abordagem vem sendo desenvolvida mais recentemente. Os estudos reprodutivos de Rivulidae na região incluem diferentes espécies (*Austrolebias nigrofasciatus, A. wolterstorffi, Cynopoecilus melanotenia)* e vão desde trabalhos estritamente observacionais, que analisam gônadas e estado reprodutivo de espécimes coletados em ambiente natural [24], perpassando por experimentos que avaliam aspectos reprodutivos através do confinamento em gaiolas instaladas nos ambientes naturais dos peixes [23], até estudos conduzidos quase que exclusivamente em laboratórios, incluindo controle e manipulação de diferentes variáveis, como temperatura ou razão sexual das espécies, e seus efeitos sobre a reprodução e desenvolvimento dos peixes anuais [20][22][25]. Cada uma dessas diferentes abordagens é particularmente adequada para entender diferentes aspectos, e responder diferentes perguntas, a respeito da reprodução desses organismos.

O objetivo deste trabalho foi descrever a ecologia reprodutiva de *H. auratus* em cativeiro, por meio da quantificação das taxas de oviposição de fêmeas em duas configurações de razão sexual, e da análise da viabilidade e do desenvolvimento dos ovos assim obtidos. Além disso, buscamos entender como essas características estão associadas à dinâmica temporária dos ambientes nos quais a espécie vive e a seu ciclo anual, com perspectivas de conduzir ações de manejo e conservação *ex situ*.

Material e Métodos

Obtenção dos indivíduos para o experimento

O plantel de peixes foi obtido institucionalmente a partir da recepção de ovos (em ninhos) e indivíduos adultos apreendidos durante uma operação de fiscalização e confisco de material biológico realizada pelo Instituto Brasileiro do Meio Ambiente e dos Recursos Naturais Renováveis (IBAMA) e pela Polícia Federal no ano de 2019. Os ovos e peixes apreendidos nesta operação foram encaminhados ao Laboratório de Ictiologia do Centro Nacional de Pesquisa e Conservação da Biodiversidade Aquática Continental (ICMBio/CEPTA), em Pirassununga/São Paulo, local onde o estudo foi conduzido.

Tanto os ovos apreendidos quanto os ovos obtidos no laboratório a partir de indivíduos adultos permaneceram mantidos em sacos hermeticamente fechados numa sala climatizada com temperatura controlada de 25ºC (±2ºC) e ao abrigo da luz, por um período de até dez meses. Após esse tempo, os ovos foram colocados para eclosão e, a partir da obtenção de novos indivíduos, o experimento foi iniciado.

Este trabalho foi avaliado e aprovado pela Comissão de Ética Animal (CEUA) do Centro Universitário da Fundação Hermínio Ometto sob o número 004/2021 e visou atender, ao menos em parte, a ação 1.3 do Primeiro Ciclo do Plano de Ação Nacional para a Conservação dos Peixes Rivulídeos Ameaçados de Extinção (PAN Rivulídeos), conduzido pelo Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) [26]: Promover estudos voltados para taxonomia, genética, biologia, ecologia e limites de distribuição geográfica para conservação dos peixes rivulídeos ameaçados de extinção.

Experimento

A metodologia experimental aplicada neste estudo foi adaptada das publicações de Volcan [20] e Fonseca [27].

Quinze indivíduos de *H. auratus* com três meses de idade e sexualmente maduros (Figura 1) foram alocados em seis aquários separados, três contendo casais (um macho e uma fêmea) e três contendo trisais (um macho e duas fêmeas). Cada aquário possuía capacidade de 50 L, tampas para evitar que os peixes pulassem, filtro de espuma com aeração

pouco intensa, e plantas artificiais que serviam como refúgios para os peixes.

Os peixes foram alimentados uma vez ao dia com náuplios recém-eclodidos de artêmia (*Artemia salina*) e dáfnias (*Daphnia magna)*, em dias alternados na semana, e ao final da semana com artêmias adultas. Para garantir a boa qualidade da água, foram realizadas trocas parciais de água semanalmente (30% do volume total dos aquários).



Figura 1 – Macho (A) e fêmea (B) de *Hypsolebias auratus* [18]. Fonte: Davi H. Oliveira (2021).

Os aquários foram dispostos um ao lado do outro tendo seus vidros laterais cobertos com papel pardo para evitar o contato visual entre peixes de diferentes aquários, a fim de minimizar comportamentos agonísticos por disputa de território, uma vez que os rivulídeos exibem comportamento territorialista [27]. Tal prática reduz o estresse e aumenta o bem-estar dos peixes.

Cada aquário recebeu um ninho artificial para estimular a reprodução. Os ninhos consistiram em potes de vidro transparente com volume aproximado de 2 L, que continham uma camada aproximada de 2 cm de turfa de fibra de coco previamente fervida [22] (Figura 2).

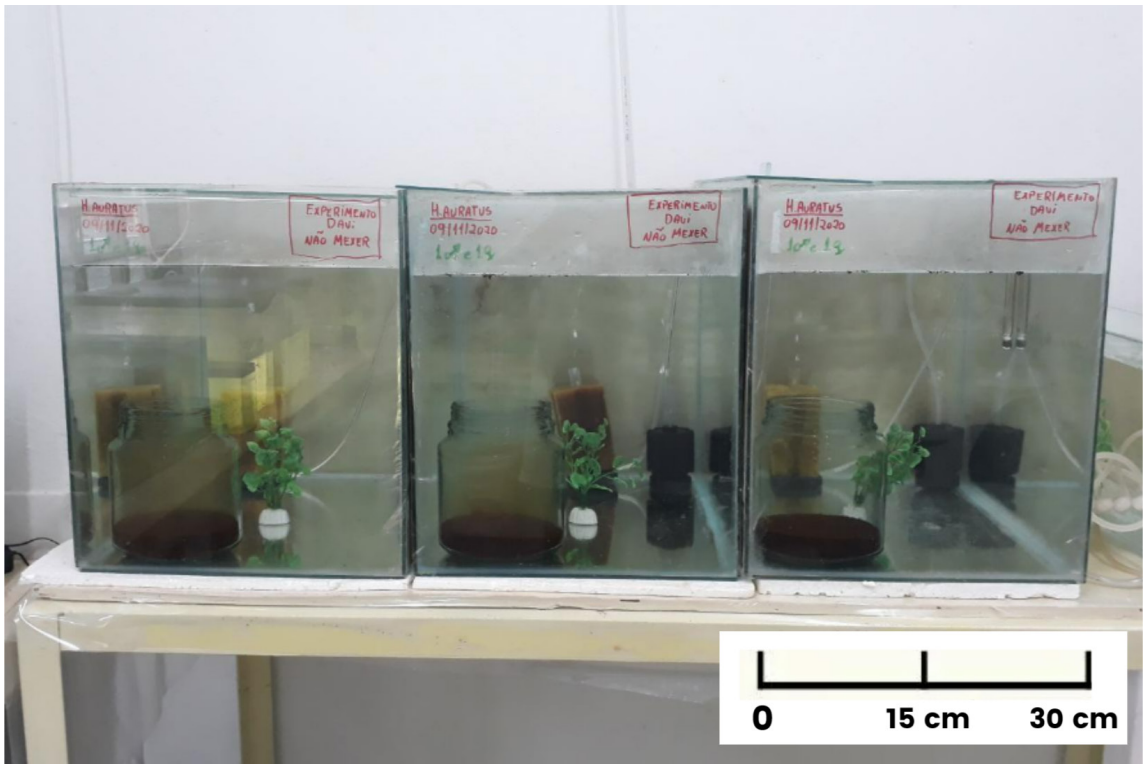


Figura 2 – Ninhos distribuídos nos aquários contendo casais/trisais de *Hypsolebias auratus* [18], mantidos no Laboratório de Ictiologia do ICMBio/CEPTA. Fonte: Davi H. Oliveira (2021).

Os aquários foram acondicionados em uma sala climatizada com temperatura ambiente controlada (25°C ± 2°C) e fotoperíodo não controlado (aproximadamente 12 horas de luz solar diária). O pH foi mantido neutro em todos os aquários, assim como observado no ambiente natural em que a espécie foi encontrada [28]. Adicionalmente, ao longo do experimento foram coletadas amostras de água em cada um dos aquários (três vezes por semana) a partir das quais foram aferidos o pH e as concentrações de amônia e nitrito (testes comerciais). Esses parâmetros foram reajustados quando necessários através de trocas parciais de água.

Os ninhos de cada aquário foram substituídos semanalmente, de maneira a permitir o acompanhamento da frequência de oviposição das fêmeas. Após a retirada dos ninhos, as turfas foram secas e os ovos contados, sendo posteriormente devolvidos às turfas, que foram então mantidas parcialmente úmidas em sacos hermeticamente fechados, em ambiente escuro e temperatura ambiente controlada (25°C ± 2°C). Considerando o tamanho dos ovos e o risco de passarem despercebidos durante a contagem, foi realizado uma dupla checagem em cada ninho. Tanto os trisais quanto os casais foram acompanhados por um período de 35 dias (cinco semanas), entre os dias 15 de março e 12 de abril de 2021. Portanto, foram analisados cinco ninhos de cada aquário durante o experimento, totalizando 30 ninhos.

Dois meses (60 dias) após terem sido retirados do aquário e acondicionados, os ninhos foram abertos e analisados. Cada ovo foi classificado e agrupado em um dos estágios de desenvolvimento embrionário (diapausa DI, DII ou DIII) de acordo com as características descritas por Wourms [8]. Para a análise dos diferentes estágios de desenvolvimento, os ovos foram manualmente separados da turfa com auxílio de um pincel e colocados em uma placa de Petri contendo água, onde foram avaliados individualmente com o auxílio de uma lupa estereoscópica (Figura 3).

CC BY NC ND

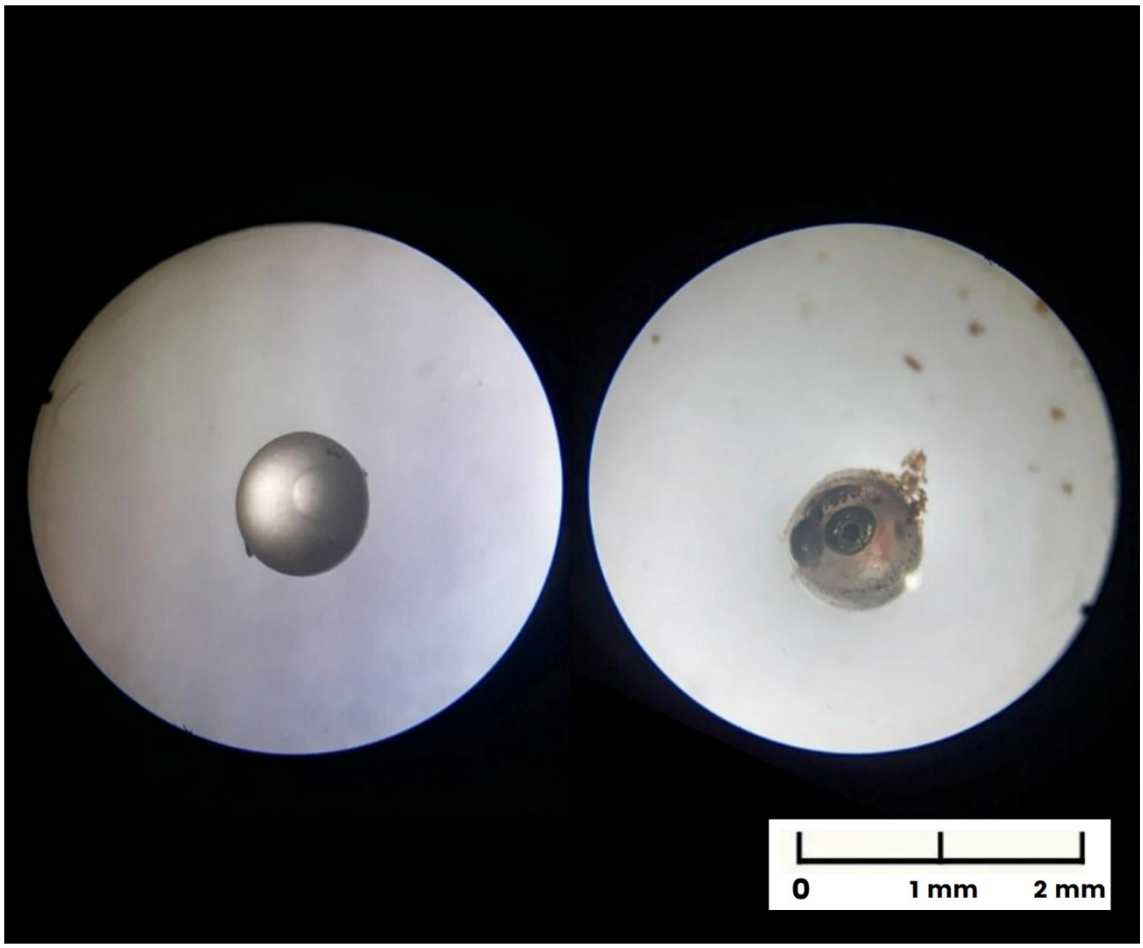


Figura 3 – Ovos observados através de lupa estereoscópica no Laboratório de Ictiologia do CEPTA (ovo em fase DI à esquerda e ovo em fase DIII à direita). Fonte: Davi H. Oliveira (2021).

Para determinar as taxas de eclosão, os ovos foram imersos junto de seus ninhos em água desclorada em aquários individualizados de 6 L. Os aquários permaneceram em uma sala climatizada com temperatura controlada (25°C ± 2°C). Durante esse processo, os aquários foram mantidos parcialmente inclinados, de maneira a criar uma pequena coluna de água de altura variável ao longo de sua extensão, sendo que a turfa não ultrapassou a altura de dois centímetros na região mais profunda (Figura 4). A coluna de água de altura variável é necessária para que, ao mesmo tempo, toda a turfa esteja molhada e possibilite aos pequenos embriões recém-eclodidos encherem suas bexigas natatórias com ar da superfície, apesar da sua limitada capacidade de nadar, imediatamente após saírem dos ovos. Os ovos foram mantidos submersos nos aquários junto de seus ninhos com água desclorada durante três dias, sendo dobrado o volume de água dos aquários a cada 24 horas.



Figura 4 – Aquários parcialmente inclinados, com pequena coluna de água de altura variável ao longo de sua extensão e turfa com até dois centímetros de altura na região mais profunda, mantidos no Laboratório de Ictiologia do ICMBio/CEPTA. Fonte: Davi H. Oliveira (2021).

Com o intuito de acompanhar a sobrevivência e o desenvolvimento dos embriões ao longo do estudo, três dias após a molhagem dos ninhos, as larvas foram transferidas para aquários de 50 L e a turfa foi novamente seca e acondicionada. Após 30 dias, a turfa foi reavaliada para contagem dos ovos remanescentes, repetindo o processo de molhagem.

A análise de variância (ANOVA) foi conduzida para verificar se a média esperada de ovos depositados por fêmea foi igual (hipótese nula) ou diferente (hipótese alternativa) nas duas configurações, ou seja, em casais e em trisais, a um nível de significância de 5%. A distribuição de Poisson foi adotada em detrimento da distribuição normal por se aplicar melhor a dados de contagem [29]. As análises foram realizadas com o uso da linguagem de programação R [30].

Resultados

Ao longo do período do experimento, em todos os aquários, independentemente do tratamento (casais ou trisais), foi observado comportamento de corte nos peixes, seguido por desovas. A Tabela 1 mostra a quantidade de ovos totais encontrados nos ninhos dos aquários com trisais e casais após os eventos de retirada e acondicionamento dos ninhos.

Tabela 1 – Quantificação dos ovos de *H. auratus* após a retirada dos ninhos dos aquários de reprodução (t_0), 60 dias após o acondicionamento dos ninhos (t_{60}) e 30 dias após a avaliação/molhagem anterior (t_{90}).

Total de ovos depositados	Trisais			Casais		
	Trisal 1	Trisal 2	Trisal 3	Casal 1	Casal 2	Casal 3
1ª contagem (t_0)	33	25	27	5	6	7
2ª contagem (t_{60})	44	30	32	5	8	22
3ª Contagem (t_{90})	36	27	32	3	8	13

Na primeira contagem, somando-se todos os ovos após as retiradas dos ninhos dos aquários, foram encontrados 85 ovos depositados pelos trisais e 18 ovos depositados pelos casais. Na segunda contagem, realizada após os dois meses de acondicionamento dos ninhos, verificamos uma quantidade de ovos superior à observada na primeira contagem: 106 ovos depositados pelos trisais e 35 ovos depositados pelos casais. Na terceira e última contagem, realizada após os 30 dias da avaliação/molhagem anterior, verificamos um número inferior de ovos comparado à segunda contagem. Com exceção dos ninhos correspondentes ao trisal 3 e ao casal 2, todos os outros apresentaram perda de ovos em seus respectivos ninhos. No total foram encontrados com vida e em bom estado 95 ovos depositados pelos trisais e 24 ovos depositados pelos casais ao fim do período do experimento.

Pelos motivos acima expostos, o resultado da oviposição total dos peixes foi considerado como o maior número de ovos encontrados entre todas as contagens, ou seja, o resultado da segunda contagem dos ovos, após os 60 dias de acondicionamento dos ninhos (Tabela 1). Nos aquários com casais a taxa de oviposição média foi de 2,33 ovos/fêmea/semana (min: 0; máx: 8; dp = 2,35), enquanto nos aquários com trisais a taxa de oviposição média foi de 3,53 ovos/fêmea/semana (min: 1; máx: 8,5; dp = 2,54). De acordo com o modelo de Poisson, o número observado de ovos por fêmea foi significativamente diferente ($p = 0{,}0333$; $\alpha = 0{,}05$) entre os aquários com casais e trisais, o que significa que há evidência de maior oviposição por parte das fêmeas quando em trisais. Os ovos depositados pelos trisais e casais foram distribuídos semanalmente conforme a Figura 5.

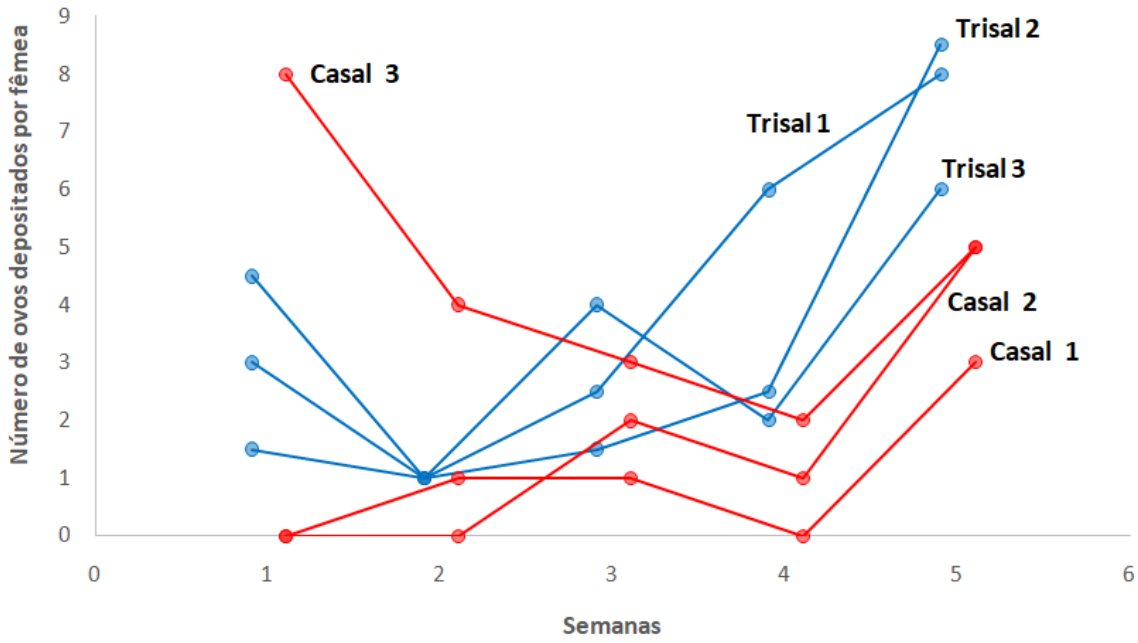


Figura 5 – Taxa média semanal de oviposição por fêmea nos aquários que continham trisais (pontos e linhas azuis) e nos aquários que continham casais (pontos e linhas vermelhos) mantidos no Laboratório de Ictiologia do ICMBio/CEPTA.

Os peixes mantidos em trisais apresentaram desovas em todas as semanas. Apesar de ter sido observado um declínio na taxa média de oviposição na semana II em comparação à semana I, após a semana II o número médio de ovos depositados por fêmea nos trisais foi aumentando gradativamente ao longo das semanas subsequentes do experimento, exceto para um dos trisais (trisal 3), que sofreu um novo declínio no número de ovos na semana IV, mas que voltou a aumentar na semana V (Figura 5).

Em comparação aos peixes que foram mantidos em trisais, os peixes mantidos em casais não depositaram ovos em todas as semanas e em todos os aquários. Na semana I foi verificada a postura de ovos apenas no aquário do casal 3, na semana II não foram encontrados ovos provenientes do casal 2, e na semana III não foram encontrados ovos que pertencessem ao casal 1.

Classificações do estágio embrionário (diapausa)

Ao longo de todo experimento, a maioria dos ovos observados se encontravam em Diapausa I (DI), enquanto ovos em Diapausa III (DIII) foram encontrados apenas nos aquários que continham trisais (Tabela 2).

Tabela 2 – Fases de desenvolvimento embrionário dos ovos (Diapausa I, II ou III), classificados após 60 e 90 dias (30 dias após a avaliação/molhagem anterior) de acondicionamento de acordo com a semana de acompanhamento dos peixes reprodutores.

	Trisais						**Casais**					
	Trisal 1		**Trisal 2**		**Trisal 3**		**Casal 1**		**Casal 2**		**Casal 3**	
	60 dias	**90 dias**	**60 dias**	**90 dias**	**60 dias**	**90 dias**	**60 dias**	**90 dias**	**60 dias**	**90 dias**	**60 dias**	**90 dias**
Semana 1	7 DI	8 DI	2 DI	5 DI	6 DI	4 DI					8 DI	5 DI
	2 DIII		1 DIII									
Semana 2	2 DI		1 DI	1 DI	2 DI		1 DI	1 DI			4 DI	3 DI
Semana 3	5 DI	2 DI	1 DI	1 DI	8 DI	9 DI	1 DI		2 DI	1 DI	3 DI	1 DI
			2 DIII	2 DIII								
Semana 4	12 DI	12 DI	5 DI	2 DI	3 DI	4 DI			1 DI	1 DI	2 DI	1 DI
Semana 5	16 DI	14 DI	17 DI	16 DI	12 DI	15 DI	3 DI	2 DI	5 DI	6 DI	5 DI	3 DI
Número total de ovos depositados	**44**	**36**	**30**	**27**	**32**	**32**	**5**	**3**	**8**	**8**	**22**	**13**

Após dois meses de acondicionamento (60 dias), nos aquários com trisais, dos 106 ovos obtidos 93,4% (99) estavam em DI e 6,6% (sete) estavam em DIII, e nos aquários com casais, todos os ovos estavam em DI (Figura 6).

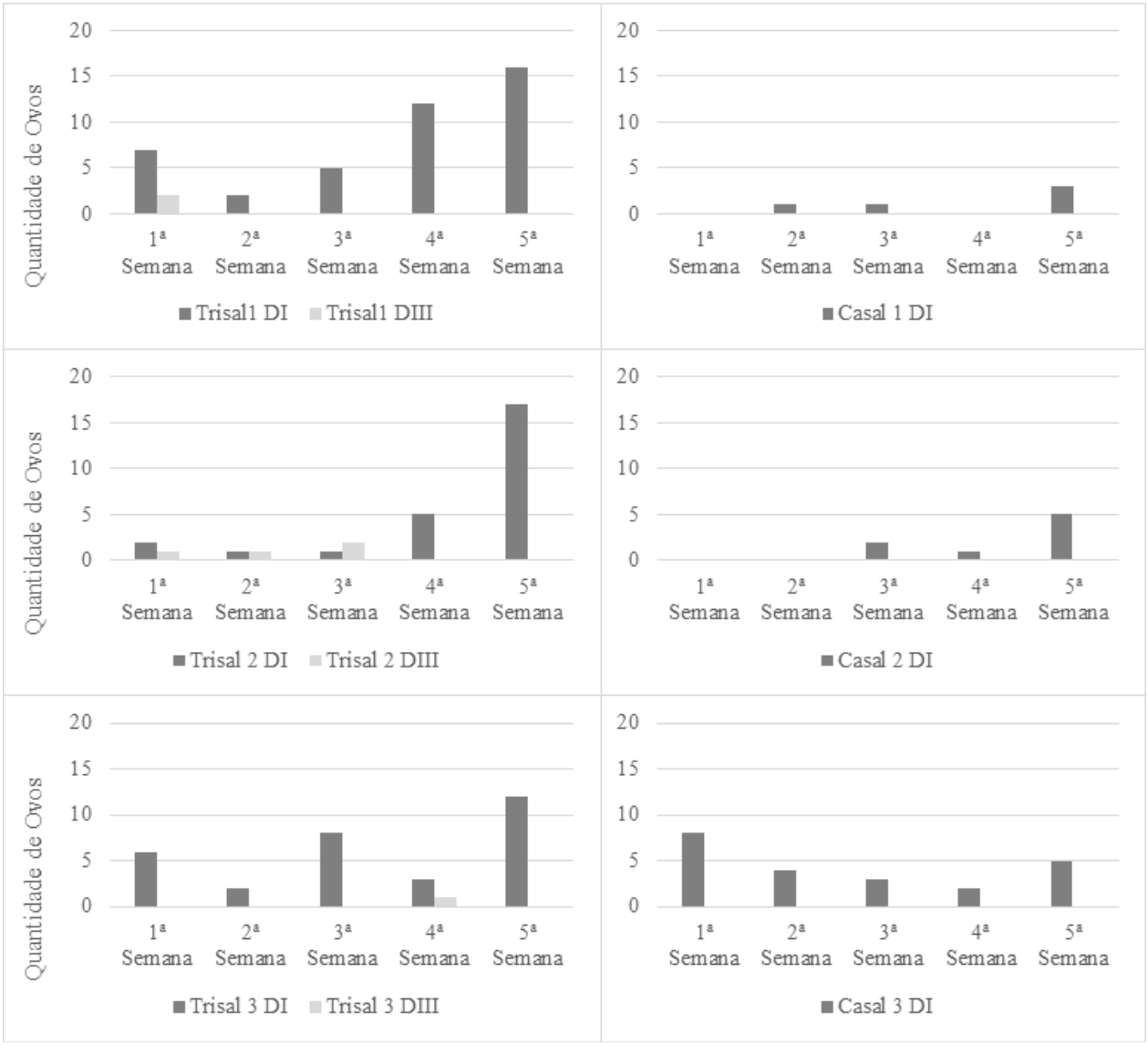


Figura 6 – Fases de desenvolvimento embrionário dos ovos (DI: Diapausa I e DIII: Diapausa III), classificados após 60 dias de acondicionamento, e retirados nas diferentes semanas de acompanhamento dos peixes reprodutores.

Após três meses de acondicionamento (90 dias), 84,4% dos embriões encontrados na contagem anterior persistiram com vida e em boas condições (119 ovos). A maioria desses ovos continuavam em DI e apenas dois ovos alcançaram a fase DIII. Estes ovos pertenciam ao Trisal 2 e foram depositados na Semana 3 do experimento. Os ovos correspondentes aos casais que resistiram até este período continuavam todos em DI (Figura 7).

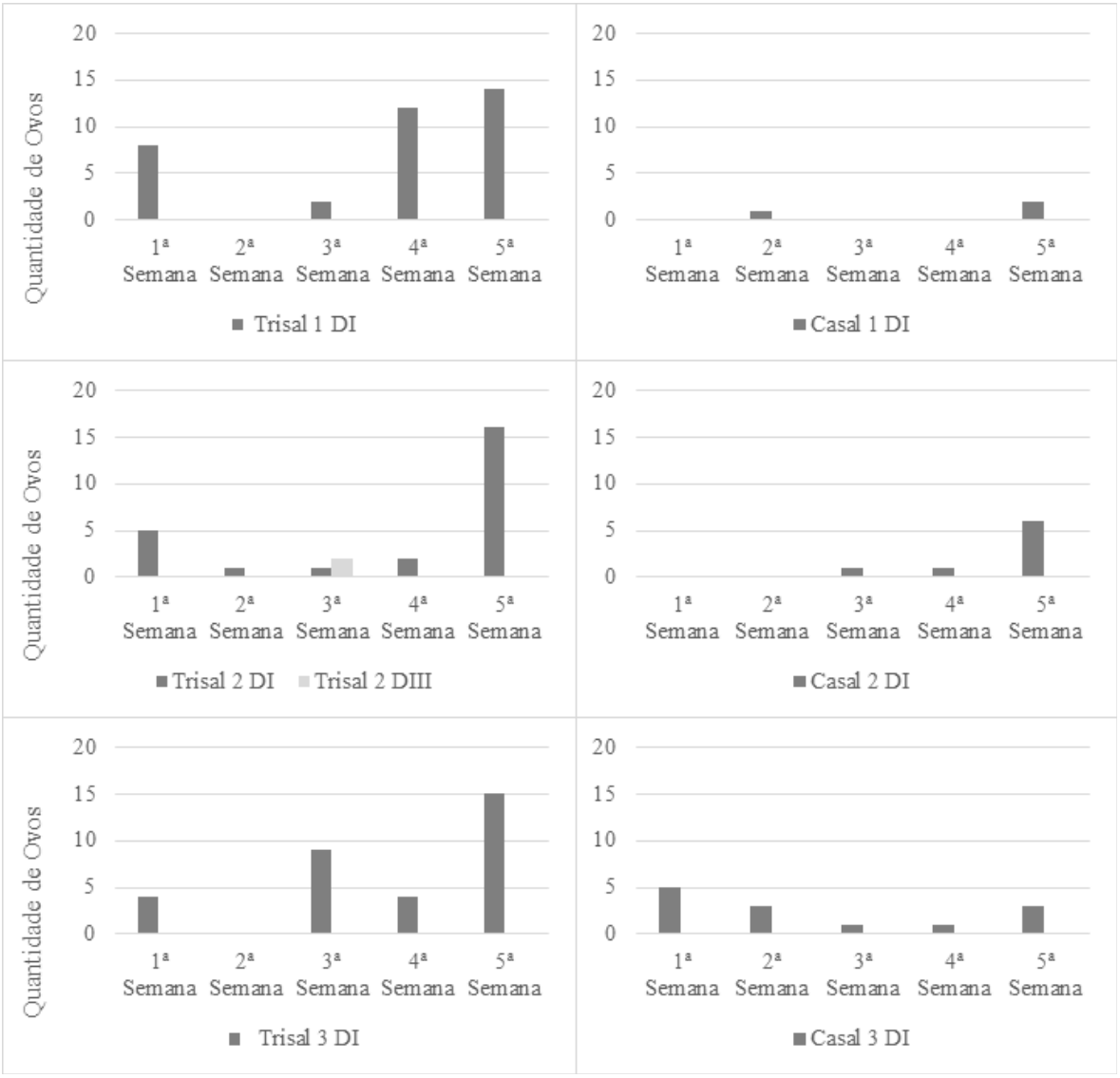


Figura 7 – Fases de desenvolvimento embrionário dos ovos (DI: Diapausa I e DIII: Diapausa III), classificados após 90 dias de acondicionamento, e retirados nas diferentes semanas de acompanhamento dos peixes reprodutores.

Durante as cinco semanas de acompanhamento foram observados ovos no estágio DI em todos os 15 ninhos com trisais. Por outro lado, ovos classificados em DIII ocorreram nas quatro primeiras semanas de experimento e foram encontrados em apenas cinco ninhos. Já nos aquários que continham casais foi verificada apenas a fase DI em todos os ovos analisados durante o experimento. Embora tenham sido observados uma quantidade considerável de ovos ao longo do estudo, nenhum deles estava em Diapausa II (Figuras 6 e 7).

Taxas de eclosão

Dos 141 ovos obtidos ao longo do estudo, apenas 5% (sete) iniciaram o desenvolvimento e chegaram à fase DIII. Do total de ovos que alcançaram a fase DIII ao longo do experimento, apenas três ovos eclodiram e deram origem a três alevinos, todos no primeiro evento de contagem/molhagem (60 dias de acondicionamento). Dois destes cresceram e se tornaram fêmeas adultas, o outro era rampante e morreu logo nos primeiros dias de vida ainda como larva.

Todos os três ovos que deram origem a alevinos foram oriundos de trisais, dois do Trisal 1, depositados na Semana I do experimento, e o terceiro do Trisal 3, depositado na Semana IV de observação dos reprodutores.

Em comparação à primeira molhagem, na segunda molhagem dos ninhos nenhum ovo eclodiu, nem mesmo os embriões em DIII verificados ainda com vida após 30 dias de contagem/molhagem anterior.

Discussão

A partir da avaliação temporal da oviposição foi possível acompanhar a quantidade de ovos perdida e a quantidade de ovos que permaneceu viável, além da identificação de ovos que não haviam sido quantificados em contagens anteriores. As diferenças observadas nos números de ovos de um mesmo ninho entre diferentes contagens se devem a alguns possíveis fatores. Como os ovos são muito pequenos, alguns desses ovos podem passar despercebidos nas contagens, ainda que seja feita uma dupla checagem. Além disso, há uma curva de aprendizagem que envolve o treinamento do campo visual do observador que não pode ser desconsiderada. Adicionalmente a esses fatores, a primeira contagem foi realizada logo após os ninhos terem sido retirados do aquário e parcialmente secos, alguns ovos podem ter ficado aderidos ao substrato por conta da umidade e, portanto, não terem sido notados e quantificados. Já a perda de ovos observada entre a segunda e a terceira contagens pode indicar sua deterioração por fungos, ou por não terem sido fecundados [27].

Os resultados das análises estatísticas revelaram diferença significativa entre os tratamentos de trisais e casais, sendo a oviposição das fêmeas por semana na conformação de trisais maior do que a de casais. No entanto, como o *n* amostral do nosso estudo é pequeno, não foi possível avaliar se o modelo adotado apresenta um bom ajuste via análise de resíduos, pois obtivemos poucos ovos com a reprodução de casais e trisais de *H. auratus*. Além disso, pode ser que tenha ocorrido também o fenômeno de superdispersão, que é algo muito comum em dados de contagem. A superdispersão significa que a variância observada nos dados foi maior do que a variância esperada segundo o modelo, o que pode interferir no erro padrão obtido e, consequentemente, na previsão e interpretação do modelo [31]. Por isso, em experimentos futuros, recomenda-se ampliar o número de aquários para aumentar o poder do teste e viabilizar a validação dos resíduos.

Além disso, com o passar das semanas, nossos resultados indicaram uma tendência de aumento numérico de ovos depositados por fêmea na configuração de trisais, tendência não observada em casais. Acreditamos que, ao juntar duas fêmeas com um macho, elas podem ser menos exigidas energeticamente, em comparação às fêmeas mantidas apenas em casais [10]. Isso pode estar relacionado ao comportamento hiperativo de corte dos machos, que investem constantemente e insistentemente sobre as fêmeas [27], como também, em eventuais comportamentos de intimidação ou agressividade, devido à característica dominante e territorialista dos machos quando mantidos com fêmeas em laboratório [32].

Fonseca [27] analisou a reprodução do peixe-anual *Austrolebias nigrofasciatus* nas proporções de uma, duas, três e quatro fêmeas por macho e verificou um aumento no desempenho reprodutivo quando fêmeas eram adicionadas até um número de três fêmeas para cada macho. Em seu estudo, a adição de fêmeas mostrou um aumento de pelo menos 15% na oviposição média para cada fêmea adicionada. Segundo a autora, a maior proporção no número de fêmeas em relação a machos permite haver alternância entre elas durante os eventos reprodutivos e com isso essas fêmeas ganham um intervalo maior de tempo para ganhos energéticos e maturação dos oócitos, o que pode refletir diretamente no aumento da oviposição. Em outro estudo, Shibatta [32] estudou as interações sociais entre indivíduos de *Simpsonichthys boitonei* e reportou que, diante da aproximação da fêmea, os machos podem demonstrar comportamento que resulta ou em ataque ou em corte.

Com base no observado nesses estudos e nos nossos resultados, acreditamos que na presença de mais de uma fêmea tanto o comportamento de corte como interações agressivas provenientes do macho sejam divididos entre as diferentes fêmeas. Essa divisão permite tanto um menor gasto energético com comportamento de evasão e fuga nas fêmeas, como um maior tempo para desenvolvimento dos ovócitos das fêmeas entre as desovas. Juntos, esses dois mecanismos podem potencializar as taxas de oviposição e, consequentemente, o desempenho reprodutivo. Adicionalmente, além de favorecer o desempenho reprodutivo, a proporção de duas fêmeas para cada macho pode contribuir para o bem-estar e recuperação dessas fêmeas, pois quando

CC BY NC ND

mantidas em cativeiro elas são ainda mais afetadas por investidas de corte e possíveis ataques dos machos do que quando nos seus ambientes naturais.

Estudos realizados com outras espécies de rivulídeos de diferentes gêneros apresentaram taxas médias de fecundidade próximas ou superiores às obtidas no presente trabalho (3,53 ovos/fêmea/semana em trisais e 2,33 ovos/fêmea/semana em casais). Shibatta [21] encontrou uma fecundidade de três ovos/fêmea/dia para *S. boitonei* mantidos em laboratório e Volcan et al. [20] observaram que em *A. nigrofasciatus* mantidos em laboratório a fecundidade variou de 30 a 38 ovos/fêmea/semana. Em um outro estudo, Volcan et al. [23] acompanharam casais de *A. nigrofasciatus* mantidos em gaiolas no ambiente natural e encontraram uma fecundidade de 21,5 ovos/fêmea/semana.

Uma possível explicação para a baixa taxa de oviposição obtida no presente estudo em comparação a outros trabalhos pode estar relacionada a forma de alimentação dos peixes no decorrer do experimento. Por limitações logísticas e laboratoriais, a alimentação dos *H. auratus* se deu de maneira concentrada no tempo, ou seja, eles foram alimentados apenas uma vez por dia. Além disso, os recursos alimentares oferecidos aos peixes variaram entre três itens: daphnias, naúplios de artêmia e artêmias adultas. Sabe-se que, na natureza, a disponibilidade e variabilidade de recursos alimentares contribui com ganhos significativos para maiores reservas energéticas apanhadas com os alimentos ingeridos pelos peixes, influenciando diretamente a estrutura populacional das espécies [24].

No caso do estudo de Shibatta [21], embora o autor o tenha sido conduzido em laboratório, os casais utilizados no experimento foram coletados em campo e mantidos por apenas três dias em cativeiro para acompanhamento das taxas de oviposição. Sendo assim, a condição nutricional desses peixes pode, muito provavelmente, ainda estar refletindo a sua alimentação em ambiente natural, onde tanto a disponibilidade como a variabilidade de recursos alimentares são muito maiores do que sob condições laboratoriais. Volcan et al. [20], por outro lado, conduziram um estudo laboratorial mais longo com *A. nigrofasciatus* (5 semanas), no qual ofereceram copépodes e cladóceros duas vezes ao dia (12 e 20h) *ad libitum* aos peixes, de modo que alguns desses copépodes e cladóceros sempre pudessem ser encontrados vivos nos aquários no dia seguinte. Por fim, Volcan et al. [23] conduziram seu trabalho em gaiolas de confinamento localizadas dentro dos próprios ambientes naturais do *A. nigrofasciatus*, onde a disponibilidade e variabilidade de recursos alimentares é maior em comparação a aquários mantidos em laboratório.

Em relação à sobrevivência e ao desenvolvimento dos ovos mantidos acondicionados nos ninhos entre 60 e 90 dias, podemos dizer que o meio de incubação parece viável para conservação dos ovos de *H. auratus* em cativeiro, pois a maioria dos embriões foi preservada. Dos 141 ovos obtidos pelos peixes desde o início do experimento, 84,4% dos embriões persistiram com vida e em boas condições. Embora a taxa de sobrevivência dos embriões tenha sido alta quando comparada com outros estudos [21][23], foi observada que a maioria dos embriões permaneceu em DI até o fim do experimento. A razão para este fato pode estar relacionada a fatores abióticos que exercem forte influência no desenvolvimento dos embriões, podendo variar individualmente e entre as espécies [10].

Em outros estudos observa-se que fatores ambientais, químicos e físicos podem influenciar a velocidade com que os embriões se desenvolvem, tais como pH, fotoperíodo, temperatura, umidade e granulação do substrato, concentração de oxigênio e gás carbônico no ovo, dentre outros [10]. Por exemplo, a concentração de hormônios na água gerada pela densidade dos peixes adultos expostos ao fotoperíodo pode influenciar na ativação e desativação da diapausa nos embriões [27][8]. Arezon et al. [9] avaliaram a influência da temperatura na velocidade do desenvolvimento embrionário de *Cynopoecilus melanotaenia* em duas temperaturas constantes (20ºC e 25ºC) e em temperatura ambiente variável (16ºC – 25ºC). Os autores concluíram que em 25ºC todos os embriões alcançaram o desenvolvimento completo mais rapidamente, porém, também nessa temperatura, todos eles eclodiram com defeitos morfológicos e morreram logo após a eclosão.

Outro fator a se considerar é o fato das matrizes que geraram os peixes utilizados nos experimentos terem sido obtidas a partir de um evento de apreensão em ação de fiscalização. Portanto, não temos como garantir que esses peixes foram mantidos em condições ideais de cativeiro. Deficiências alimentares, de acondicionamento, dentre outras, desses peixes apreendidos podem ter afetado os ciclos reprodutivos das proles utilizadas no experimento.

Ainda que tenhamos observado o nascimento de apenas um indivíduo rampante durante a

realização do estudo, outros trabalhos relatam uma quantidade considerável de exemplares que apresentam essa deficiência em cativeiro [25], embora essa condição não tenha sido observada na natureza [33]. São intitulados como ‘‘rampantes’’ os peixes que não inflam a vesícula gasosa após a eclosão e, por esse motivo, acabam ficando no fundo dos aquários, pois são incapazes de regular o próprio volume da bexiga natatória, não conseguindo controlar a forma como flutuam em meio a coluna d'água [25][33].

Com o avanço das diapausas os embriões adquirem novos órgãos e apresentam diferenças fenotípicas. Além disso, apresentam diferenças fisiológicas que resultam em um padrão desigual em relação à taxa metabólica [11]. O coração e os órgãos sensoriais associados à cabeça são encontrados apenas em embriões que atingem a fase DII e DIII [27]. Estas estruturas são energeticamente custosas de se manter por longos períodos, ainda mais quando já estão formadas e os ovos permanecem acondicionados, como foi o caso dos embriões que chegaram a DIII, não eclodiram e morreram no intervalo entre a primeira e a segunda observação (Tabela 2). Ainda assim, diante destas mesmas condições e mesmo intervalo de tempo foram encontrados dois embriões em DIII após os três meses de acondicionamento dos ninhos (90 dias), momento em que pudemos observar e classificar as fases da diapausa para todos os embriões pela segunda vez.

Shibatta [21] conduziu um experimento semelhante ao presente estudo, com a espécies *Simpsonichtys boitonei* em laboratório e avaliou o desenvolvimento de 84 ovos que estiveram incubados de 55 até 100 dias em ninhos compostos por pó-de-xaxim. Neste período, cerca de 46% iniciaram o desenvolvimento, enquanto o restante dos ovos não avançou para as fases seguintes de diapausa e permaneceu em DI. Fonseca [27] estudou o efeito do meio de incubação no tempo e na trajetória de desenvolvimento embrionário do peixe-anual *Austrolebias nigrofasciatus* em quatro meios líquidos e dois meios úmidos sob condições experimentais durante 130 dias. Em seu estudo, os ovos levaram em média de 46 a 58 dias para que 50% atingissem a fase DIII, independentemente do tratamento. Ao longo do estudo, foi possível perceber que ao analisar uma geração de descendentes mantidos sob as mesmas condições físicas e químicas, num mesmo período, os ovos podem alcançar diferentes estágios de desenvolvimento e eclodir em diferentes ocasiões, o que significa que o desenvolvimento dos ovos não é homogêneo.

Embora *H. auratus* tenha apresentado uma taxa de eclosão relativamente baixa quando comparada com outras espécies de peixes Rivulidae [21][22], é possível dizer que o fato de alguns ovos seguirem caminhos alternativos de desenvolvimento e eclodirem em períodos diferentes pode contribuir para sobrevivência da espécie. De acordo com Wourms [8], essa estratégia é benéfica e colabora para que sempre exista um estoque populacional de ovos viáveis prontos para eclodir com a chegada da temporada das chuvas.

Considerações finais

Com base em nossos resultados, conclui-se que o desempenho reprodutivo de *H. auratus* em cativeiro é aumentado com o acréscimo de duas fêmeas por macho, resultando em maiores quantidades de ovos depositados. Apesar do período curto deste estudo e pequeno número de réplicas, observamos que as fêmeas mantidas em trisais depositaram quantidades maiores de ovos com o passar das semanas. Portanto, é possível dizer que uma razão sexual deslocada para fêmeas pode beneficiar a reprodução dos peixes-anuais em cativeiro, o que pode ser quantitativamente importante quando o objetivo é a obtenção de ovos de espécies ameaçadas.

Embora *H. auratus* tenha apresentado um desenvolvimento embrionário lento e uma taxa de eclosão relativamente baixa, quando comparada a outras espécies de peixes-anuais, os resultados obtidos sugerem que os ovos que chegam ao fim do desenvolvimento e eclodem num período curto contam com essa estratégia para crescerem rapidamente, atingir a maturidade sexual e se reproduzirem, enquanto os ovos que não eclodem permanecem sujeitos a eclosão em eventos futuros, podendo assim gerar descendentes em diferentes períodos e garantir um estoque populacional de ovos viáveis prontos para eclodir em condições ambientais mais propícias para a espécie.

O meio de incubação utilizado parece viável para conservação dos ovos de *H. auratus* em cativeiro, pois preserva a maioria dos embriões, demonstrando ser um meio interessante para a manipulação dos ovos que apresentam desenvolvimento prolongado. No entanto, esta hipótese requer maior investigação, já que nem todos os embriões foram acompanhados até a morte ou eclosão. Nesse sentido, recomenda-se que futuros estudos possam avaliar por um período mais prolongado o desenvolvimento completo

CC BY NC ND

dos ovos de *H. auratus*, a fim de elucidar o tempo estimado que a maioria dos embriões leva para alcançar o completo desenvolvimento em condições laboratoriais. Sugerimos que, após a retirada dos ninhos dos aquários, os ovos sejam contados e acondicionados por 90 dias, sendo posteriormente classificados e molhados para a determinação da taxa de eclosão. As turfas com ovos devem então passar por um novo período de acondicionamento, entre 60 ou 90 dias, antes de serem reavaliadas e molhadas.

Estudos relacionados à biologia reprodutiva e ao aperfeiçoamento das técnicas de manejo em laboratório são importantes para subsidiar trabalhos de conservação *ex situ* com espécies ameaçadas [27]. Diante disso, espera-se que a contribuição deste estudo na ampliação do conhecimento da biologia reprodutiva de *H. auratus* possa auxiliar no manejo dessa e de outras espécies de peixes-anuais em cativeiro.

Agradecimentos

Ao CNPq, ao ICMBio/CEPTA e ao PAN Rivulídeos pelo apoio financeiro e institucional que proporcionaram o desenvolvimento dessa pesquisa. Às técnicas ambientais do ICMBio/CEPTA Rayra Dituri e Luciana Hayashi, pelo valioso auxílio na manutenção dos aquários e das instalações laboratoriais e ao Prof. Dr. Davi Butturi-Gomes, da Universidade Federal São João Del Rey, pela realização das análises estatísticas. Aos revisores, pela valorosa contribuição.

Referências

1. Reis RE, Lucena ZM, Lucena CAS, Malabarba LR. Peixes. In: Fontana CS, Bencke GA, Reis RE (orgs.). Livro vermelho da fauna ameaçada de extinção no Rio Grande do Sul. Porto Alegre: Ed. PUCRS; 2003.

2. Rosa RS, Lima FCT. Os peixes brasileiros ameaçados de extinção. In: Machado ABM, Drummond GM, Paglia AP (eds.). Livro vermelho da fauna brasileira ameaçada de extinção. Brasília: Ministério do Meio Ambiente; 2008.

3. Castro RCM, Polaz CNM. Small-sized fish: the largest and most threatened portion of the megadiverse neotropical freshwater fish fauna. Biota Neotropica. 2020; 20(1): e20180683. doi: 10.1590/1676-0611-BN-2018-0683

4. Nielsen DTB. Killifish Cynopoecilini. Taubaté: Casa Cultura; 2010.

5. Costa WJEM. Peixes anuais brasileiros: diversidade e conservação. Curitiba: Editora UFPR; 2002.

6. Costa WJEM. Peixes aploqueilóideos da Mata Atlântica brasileira: história, diversidade e conservação/ Aplocheiloid fishes of the Brazilian Atlantic Forest: history, diversity and conservation. Rio de Janeiro: Museu Nacional UFRJ; 2009.

7. Berois N, Garcia G, De Sa RO. Annual fishes: life history strategy, diversity, and evolution. Boca Raton: CRC Press; 2015.

8. Wourms JP. The development biology of annual fishes III. Pre-embrionic and embrionic diapause of variable duration in the eggs of the annual fishes. J Exp Zool. 1972; 182(3): 389-414.

9. Arenzon A, Lemos CA, Bohrer MBC. The influence of temperature on the embryonic development of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes, Rivulidae). Braz J Biol. 2002; 62(4B): 743-747.

10. Nielsen DTB. *Simpsonichthys* e *Nematolebias*. Taubaté: Cabral editora e Livraria Universitária; 2008.

11. Furness AI, Reznick DN, Springer MS, Meredith RW. Convergent evolution of alternative developmental trajectories associated with diapause in African and South American killifish. Proc Biol Sci. 2015; 282(1): 1-8.

12. Volcan MV. Crescimento e fecundidade do peixe anual *Austrolebias nigrofasciatus* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) sob condições de laboratório [dissertação de mestrado]. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande; 2009. 59 f.

13. Mariano WS, Oba ET, Ribeiro TMP, Almeida JA. Peixes anuais e alterações ambientais – revisão de literatura. Anais da Jornada do Meio Ambiente, Sociedade Contemporânea e Sustentabilidade (Embrapa Amapá). Palmas: Pedro & João Editores; 2010. p. 1-5.

14. Lanés LEK. Dinâmica e conservação de peixes anuais (Cyprinodontiformes: Rivulidae) no Parque Nacional da Lagoa do Peixe [dissertação de mestrado]. São Leopoldo: Universidade do Vale do Rio dos Sinos; 2011. 58 f.

15. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade. Sumário executivo do plano de ação nacional para a conservação dos peixes rivulídeos ameaçados de extinção [Internet]. Brasília: ICMBio; 2013 [cited 2024 Apr 24]. Available from: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/pan/pan-rivulideos/1-ciclo/pan-rivulideos-sumario.pdf.

16. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA n. 445, de 17 de dezembro de 2014. Reconhecer como espécies de peixes e invertebrados aquáticos da fauna brasileira ameaçadas de extinção aquelas constantes da "Lista Nacional Oficial de Espécies da Fauna Ameaçadas de Extinção – Peixes e Invertebrados Aquáticos" [Internet]. Diário Oficial da União. 2014 dez. 18 [cited 2024 Apr 24].

Available from: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2014/p_mma_445_2014_lista_peixes_amea%C3%A7ados_extin%C3%A7%C3%A3o.pdf.

17. Ministério do Meio Ambiente. Portaria MMA n. 148, de 07 de junho de 2022. Altera os anexos da portaria nº 443, de 17 de dezembro de 2014, da portaria nº 444, de 17 de dezembro de 2014, e da portaria nº 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção [Internet]. Diário Oficial da União. 2022 jun. 08 [cited 2024 Apr 24]. Available from: https://in.gov.br/en/web/dou/-/portaria-mma-n-148-de-7-de-junho-de-2022-406272733

18. Pavanelli CS, et al. *Hypsolebias auratus* (Costa & Nielsen, 2000). In: Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (Org.). Livro Vermelho da Fauna Brasileira Ameaçada de Extinção: Volume VI - Peixes. Brasília: ICMBio; 2018. p. 546-548.

19. Ciolete TN, Vasconcellos AS, Rezende JLP. Estado de conservação dos rivulídeos no estado de Minas Gerais – revisão de literatura. Sinapse Múltipla. 2018; 7(1): 8-26.

20. Volcan MV, Sampaio LA, Bongalhardo DC, Robaldo RB. Reproduction of the annual fish *Austrolebias nigrofasciatus* (Rivulidae) maintained at different temperatures. Appl. Ichthyol. 2013; 29: 648-652.

21. Shibatta OA. Reprodução do pirá-brasília, *Simpsonichthys boitonei* Carvalho (Cyprinodontiformes, Rivulidae), e caracterização de seu *habitat* na Reserva Ecológica do Instituto Brasileiro de Geografia e Estatística, Brasília, Distrito Federal, Brasil. Rev Bras Zool. 2005; 22(4): 1146-1151.

22. Fonseca AP. Crescimento e reprodução do peixe anual *Austrolebias wolterstorffi* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) em diferentes temperaturas [dissertação de mestrado]. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande; 2011. 46 f.

23. Volcan MV, Fonseca AP, Robaldo RB. Reproduction of the threatened annual killifish *Austrolebias nigrofasciatus* (Cyprinodontiformes: Rivulidae), confined in a natural environment. J Threat Taxa. 2011; 1864-1867.

24. Gonçalves CS, Souza UP, Volcan MV. The opportunistic feeding and reproduction strategies of the annual fish *Cynopoecilus melanotaenia* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) inhabiting ephemeral habitats on southern Brazil. Neotrop Ichthyol. 2011; 9(1): 191-200.

25. Fonseca AP, Volcan MV, Sampaio LA, Romano LA, Robaldo RB. Growth of critically endangered annual fish *Austrolebias wolterstorffi* (Cyprinodontiformes: Rivulidae) at different temperatures. Neotrop Ichthyol. 2013; 11: 837-844.

26. Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade [homepage na internet]. Plano de ação nacional para a conservação dos peixes rivulídeos ameaçados de extinção. [cited 2024 Apr 24]. Available from: https://www.gov.br/icmbio/ptbr/assuntos/biodiversidade/pan/pan-rivulideos.

27. Fonseca AP. Reprodução e desenvolvimento do peixe anual *Austrolebias nigrofasciatus* Costa & Cheffe, 2001 em laboratório [tese]. Rio Grande: Universidade Federal do Rio Grande; 2015. 75 f.

28. Costa WJEM, Nielsen DTB. *Simpsonichthys auratus*, a new annual fish from the rio Paracatú drainage, São Francisco basin, Brazil (Cyprinodontiformes, Rivulidae). Ichthyol Explor Freshwaters. 2000; 11(1): 7-12.

29. Vieira S. Análise de variância: ANOVA. São Paulo: Editora Atlas SA; 2000.

30. R Core Team. R: A language and environment for statistical computing. Vienna, Austria: R Foundation for Statistical Computing; 2021. Available from: https://www.R-project.org/.

31. Hinde J, Demétrio CGB. Overdispersion: models and estimation. Comput. Statist. Data Anal. 1998; 27(2): 151-170.

32. Shibatta OA. Social behavior of pira-brasilia, *Simpsonichthys boitonei* Carvalho (Cyprinodontiformes, Rivulidae). Rev Bras Zool. 2006; 23(2): 375-380

33. Ramos HAC. Modelos qualitativos para investigar o ciclo de vida e a influência de atividades antrópicas sobre os biótopos de Pirá-Brasília – *Simpsonichtys boitonei* – em Brasília, DF [dissertação de mestrado]. Brasília: Universidade de Brasília; 2010. 35 f.

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886

Turismo de observação do cavalo-marinho-do-focinho-longo *Hippocampus reidi* (Ginsburg, 1933) no Parque Nacional de Jericoacoara: ações de manejo para conservação da espécie

Kelly Cottens[1]*
https://orcid.org/0009-0009-5237-207X
* Contato principal

Júnior Ferreira de Souza Dias[2]
https://orcid.org/0000-0002-9465-3816

Regina Kátia Saraiva Carneiro[1]
https://orcid.org/0009-0004-6095-9253

Henrique Araújo de Oliveira[1]
https://orcid.org/0009-0001-1026-1947

Alexandre David Dantas[1]
https://orcid.org/0009-0001-3904-4700

Francisco José Mariano Vasconcelos[3,4]
https://orcid.org/0009-0007-3542-0557

Daniel Santana Lorenzo Raices[5]
https://orcid.org/0009-0000-7864-3274

Tommaso Giarrizzo[6]
https://orcid.org/0000-0002-5116-5206

1 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Brasil. <kelly.cottens@icmbio.gov.br, katia.carneiro@icmbio.gov.br, henrique.oliveira.terceirizado@icmbio.gov.br, alexandre.dantas@icmbio.gov.br>.

2 Universidade Federal do Ceará/UFC, Fortaleza/CE, Brasil. <edfsjunior@gmail.com>.

3 Universidade Federal do Amazonas/UFAM, Manaus/AM, Brasil. <fjmv1994@gmail.com>.

4 Instituto Federal do Ceará/IFCE, Acarau/CE, Brasil. <fjmv1994@gmail.com>.

5 Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade/ICMBio, Coordenação de Análises Geoespaciais para Conservação de Espécies (COESP/CGCON/DIBIO, Brasília/DF, Brasil. <daniel.raices@icmbio.gov.br>.

6 Universidade Federal do Ceará/UFC, Instituto de Ciências do Mar/Labomar, Fortaleza/CE, Brasil. <tgiarrizzo@gmail.com>.

Recebido em 27/06/2024 – Aceito em 06/02/2025

Como citar:

Cottens K, Dias JFS, Carneiro RKS, Oliveira HA, Dantas AD, Vasconcelos FJM, Raices DSL, Giarrizzo T. Turismo de observação do cavalo-marinho-do-focinho-longo *Hippocampus reidi* (Ginsburg, 1933) no Parque Nacional de Jericoacoara: ações de manejo para conservação da espécie. Biodivers. Bras. [Internet]. 2025; 15(1): 71-82. doi: 10.37002/biodiversidadebrasileira.v15i1.2644

Palavras-chave: Espécie ameaçada; turismo comunitário; observação de fauna, monitoramento.

RESUMO – O turismo de observação de cavalos-marinhos é um atrativo do Parque Nacional de Jericoacoara (PNJ), realizado em parceria com as comunidades locais. A prática de captura e contenção temporária pode gerar estresse aos indivíduos de *Hippocampus reidi*, espécie considerada vulnerável (VU) ao risco de extinção. O presente estudo objetivou a elaboração de normas para a proteção de *H. reidi* no PNJ e a descrição de aspectos socioambientais

da atividade. Entre 2020 e 2024 foi realizado o monitoramento da população de cavalos-marinhos nos três pontos para o embarque dos passeios turísticos. Em 2022 os cruzeiros foram acompanhados por observadores voluntários que descreveram aspectos sociais, ambientais e econômicos da atividade. No Ponto 1 observamos a menor média de visitantes, a menor arrecadação bruta e o maior número de condutores autorizados. No Ponto 3 observamos maiores irregularidades do ponto de vista ambiental e o maior número de visitantes e, consequentemente, maior arrecadação. No Ponto 2 registramos o menor tempo de contenção dos indivíduos de *H. reidi* porém apresentou estratégias de visitação com maior impacto ambiental. No período amostral realizamos 26 campanhas de monitoramento da população de cavalos-marinhos, observando um total de 121 indivíduos, sendo 63 machos e 58 fêmeas. No início dos anos 2010 os monitoramentos registravam centenas de indivíduos passando a poucas unidades no presente estudo. Esse declínio populacional é verificado em todo o Brasil justificando uma estratégia especial para a proteção da espécie no PNJ, com a proibição da captura, adotando como princípio a observação da fauna em seu ambiente natural sem interação direta.

Tourism for observation of the long-snouted seahorse *Hippocampus reidi* (Ginsburg, 1933) in the Jericoacoara National Park: management actions for conservation of the species

Keywords: Endangered species; community tourism; wildlife watching; monitoring.

ABSTRACT – Seahorse watching tourism is an attraction of the Jericoacoara National Park (PNJ), carried out in partnership with the local communities. The pratice of capture and temporary containment can cause stress to individuals of *Hippocampus reidi*, a species considered vulnerable (VU) to the risk of extinction. This present study aimed to establish guidelines for the protection of *H. reidi* in the PNJ and to describe the socio-environmental aspects of the activity. Between 2020 and 2024, the seahorse population was monitored at the three points of embarkation for the tours. In 2022, the cruises were accompanied by volunteer observers who described the social, environmental and economic aspects of the activity. At Point 1 we observed the lowest average number of visitors, the lowest gross revenue and the highest number of authorized drivers. At Point 3 we observed the greatest irregularities from an environmental point of view and the highest number of visitors and, consequently, the highest revenue. At Point 2 we recorded the shortest containment time for *H. reidi* individuals, but the visitation strategies had the greatest environmental impact. During the sample period, we carried out 26 seahorse population monitoring campaigns, observing a total of 121 individuals, 63 males and 58 females. At the beginning of the 2010s, the monitoring recorded hundreds of individuals, which dropped to just a few in this study. This population decline is seen throughout Brazil, justifying a special strategy for protecting the species in the PNJ, with a ban on capturing, adopting the principle of observing the fauna in its natural environment without direct interaction.

Turismo de observación del caballito de mar *Hippocampus reidi* (Ginsburg, 1933) en el Parque Nacional Jericoacoara: acciones de manejo para la conservación de la especie

Palabras clave: Especies amenazadas; turismo comunitario; observación de la fauna; monitorización.

RESUMEN – El turismo de observación de caballitos de mar es un atractivo del Parque Nacional de Jericoacoara (PNJ), realizado en colaboración con las comunidades locales. La práctica de captura y contención temporal puede causar estrés a los individuos de Hippocampus reidi, especie considerada vulnerable (VU) al riesgo de extinción. El objetivo de este estudio fue elaborar normas de protección del H. reidi en el PNJ y describir los aspectos socioambientales de la actividad. Entre 2020 y 2024, se realizó un seguimiento de la población de

caballitos de mar en los tres puntos de embarque de las excursiones. En 2022 los cruceros fueron acompañados por observadores voluntarios que describieron los aspectos sociales, ambientales y económicos de la actividad. En el punto 1 observamos el menor número medio de visitantes, los menores ingresos brutos y el mayor número de conductores autorizados. En el punto 3 observamos las mayores irregularidades desde el punto de vista medioambiental y el mayor número de visitantes y, en consecuencia, los mayores ingresos. En el punto 2 registramos el menor tiempo de contención de individuos de H. reidi, pero las estrategias de visita tuvieron el mayor impacto ambiental. En el periodo de muestreo hicimos 26 campañas de monitorización de caballitos de mar, observando un total de 121 individuos, 63 machos y 58 hembras. A principios de la década de 2010, el monitoreo registró cientos de individuos, que se redujeron a sólo unos pocos en este estudio. Esta disminución de la población se observa en todo Brasil, lo que justifica una estrategia especial de protección de la especie en el PNJ, con prohibición de captura, adoptando el principio de observación de la fauna en su medio natural sin interacción directa.

Introdução

O turismo que propõe interação com animais silvestres tem sido alvo de debates e crescente preocupação devido às implicações éticas e ambientais que esse tipo de atividade pode causar[1][2]. A exploração desse tipo de entretenimento frequentemente levanta questões sobre o bem-estar dos animais e os impactos negativos associados a essas atividades[3][1].

Quando envolve a observação de animais na natureza, o turismo realizado de forma responsável e ética pode oferecer oportunidades valiosas para ações de educação ambiental e interpretação ambiental[4]. Através dessas iniciativas, é possível conscientizar o público sobre os impactos negativos do turismo convencional com animais, incentivando práticas mais sustentáveis e que respeitem o bem-estar animal e a preservação ambiental[5][6][7].

Hippocampus reidi, popularmente conhecido como cavalo-marinho-do-focinho-longo, é uma espécie marinha que habita principalmente ambientes de águas salinas e estuarinas[8][9]. Esses pequenos animais, que pertencem à família Syngnathidae, destacam-se por sua morfologia única, caracterizada por um corpo alongado e uma cauda preênsil[10]. O focinho estendido é uma característica distintiva que lhes confere uma aparência singular[8]. A biologia e a ecologia dos cavalos-marinhos (ocorrem em pequenas áreas de vida, em baixas densidades populacionais, acasalamento monogâmico e distribuição limitada) os tornam suscetíveis a impactos antropogênicos localizados[11]. Sua capacidade de camuflagem com o substrato e entre a vegetação marinha é utilizada tanto para se proteger de predadores quanto para emboscar suas presas[12][13][14][15][16][17].

A espécie ocorre no oceano Atlântico Ocidental, de Cape Hatteras/Estados Unidos, até a Argentina, incluindo o Golfo do México[18]. É comumente encontrada na zona costeira, vivendo tipicamente associada a raízes de mangue, principalmente *Rhizophora mangle* e *Avicennia* sp., gramíneas marinhas como *Thalassia testudinum*, *Halophila* sp., *Halodule wrightii*, macroalgas como *Caulerpa* spp., ostras, cnidários, esponjas e tunicados[15], desde a superfície até 55 m de profundidade. Na costa brasileira, há registros do Amapá ao Rio Grande do Sul, incluindo Fernando de Noronha[8][11][19][20].

Os passeios de observação de cavalos-marinhos nos manguezais brasileiros são atrativos turísticos desenvolvido, preferencialmente, por comunidades locais, sendo assim, uma fonte de trabalho e renda[2][5][21].

No Parque Nacional de Jericoacoara (PNJ), *H. reidi* é o principal foco do tradicionalmente denominado "Passeio do Cavalo-Marinho", um dos roteiros turísticos realizados na unidade[5][21]. Durante o passeio os visitantes embarcam em canoas de madeira com capacidade de 10 a 12 passageiros e um tripulante. O condutor da embarcação também atua como guia, narrando o passeio e propulsionando a embarcação manualmente com uma vara de madeira, ao longo de um trecho do manguezal que varia entre 60 e 150 m a partir do ponto de embarque. Ao avistar um cavalo-marinho (CM), o condutor para a embarcação e captura o animal em um recipiente de vidro com volume aproximado de 500 ml. A captura e contenção temporária tinham como objetivo a

observação individualizada e o registro fotográfico pelos visitantes[2][5].

A redução progressiva da população de cavalos-marinhos, relatada por operadores turísticos nas unidades de conservação como o PNJ e a APA Delta do Parnaíba[21], geridas pelo ICMBio, alerta para os possíveis impactos dessa atividade sobre a espécie. Outras pressões antropogênicas, como a carcinicultura, o desmatamento da vegetação de mangue e a pesca ilegal, também ameaçam a integridade dos estuários[3][11][22].

Esse padrão de redução da população de cavalos-marinhos é bem documentado, especialmente em áreas onde esses animais eram comumente encontrados, como Ponta de Pedras/PE, Tamandaré/PE, Itamaracá/PE, Cabedelo/PB e Fortaleza/CE. Em algumas dessas regiões, houve declínios de até 90% em um período de 12 anos[8].

Existe um consenso significativo entre os pescadores que, supostamente, a quantidade de cavalos-marinhos capturados para fins ornamentais diminuiu nos últimos anos devido à sobrexplotação e à degradação do *habitat*[23][24]. Relatos indicam uma queda drástica na captura diária, como por exemplo, de 500 cavalos-marinhos em 1990 para cinco ou seis indivíduos por dia em uma década. Alguns pescadores que costumavam capturar 150 cavalos-marinhos por dia em 1990 pararam completamente devido à falta de viabilidade financeira, relatando desaparecimentos em algumas regiões[8][2]

Em termos globais, a espécie *H. reidi* está avaliada como "Quase Ameaçado" na Lista Vermelha de Espécies Ameaçadas da União Internacional para a Conservação da Natureza e dos Recursos Naturais (IUCN)[25]. A perda de *habitat*, poluição marinha e captura desenfreada para o comércio ornamental e aquarismo colocam a espécie em risco[3][26][27]. Recentemente, em virtude dos declínios populacionais do cavalo-marinho-do-focinho-longo, no Brasil, a espécie encontra-se sob risco de extinção e categorizado como "vulnerável"[28].

Em 2022, uma série de denúncias e suspeitas de maus-tratos foram encaminhadas por visitantes ao ICMBio, por meio de sua ouvidoria, e ao Ministério Público Federal. Nesse período o passeio tinha como objetivo principal a captura e contenção temporária de cavalos-marinhos em potes de vidro que eram segurados pelos visitantes para registros fotográficos. Algumas regras de mitigação de impactos como: i) reduzir o tempo de manutenção do animal no recipiente, não superando 1 (um) minuto; ii) captura de somente um indivíduo; iii) devolução do animal no mesmo local da captura; iv) não repassar o mesmo frasco para outra embarcação que se aproxime do ponto de avistamento, entre outras.

Apesar das regras e realização de treinamentos contantes para os condutores, as denúncias incluíram suspeitas de maus-tratos e longos períodos de manutenção dos animais nos recipientes. A partir das denúncias a equipe gestora do PNJ, realizou: i) o estudo de caracterização detalhada da atividade, incluindo o monitoramento presencial dos passeios; e ii) o monitoramento da população de *H. reidi* na área de visitação do PNJ.

Assim, o presente estudo se propõe a divulgar os resultados obtidos nos monitoramentos, destacando as descobertas em relação ao impacto potencial do "Passeio do Cavalo-Marinho" sobre a população local de *H. reidi* e descrever aspectos socioambientais da atividade econômica desenvolvida pelos condutores de visitantes, moradores das comunidades do entorno do PNJ.

Materiais e Métodos

Área de estudo

O estudo foi realizado na área de manguezal do PNJ, onde ocorre o passeio turístico, sendo anteriormente o objetivo principal a observação do cavalo-marinho-do-focinho-longo, *H. reidi*, conforme a Figura 1.

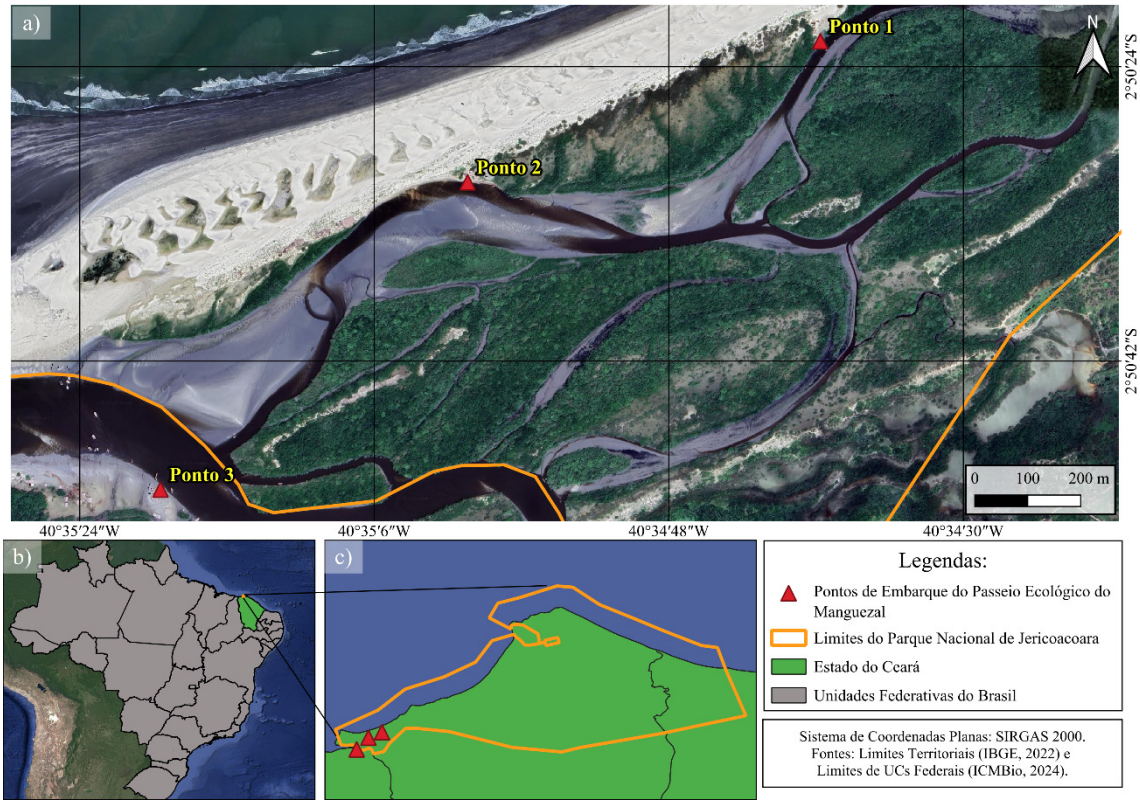


Figura 1 – (a) mapa de localização do Parque Nacional de Jericoacoara destacando os três pontos de embarque na área de manguezal; (b) localização da unidade de conservação no estado do Ceará; e (c) limites do território do PNJ. Fonte: Elaborado pela autora.

Desde 2021 os manguezais do Parque são monitorados como parte do Programa Nacional de Monitoramento da Biodiversidade – Programa Monitora, Subprograma Marinho e Costeiro, componente manguezal. No PNJ o protocolo de monitoramento inclui expedições de monitoramento do cavalo-marinho e da atividade turística, como fatores relevantes e diferenciais da UC, com reflexos na gestão e saúde dos manguezais protegidos.

O Passeio do Cavalo-Marinho oferece três pontos distintos de embarque, sendo dois pontos localizados no interior do parque, enquanto um está fora de seus limites, mas opera dentro da UC após o embarque, em determinadas porções de áreas do manguezal no interior da UC. Cada ponto de embarque possui características específicas que vão além da localização geográfica.

O Ponto 1 (2°50'22.45"S, 40°34'38.74"O) de embarque para o Passeio do Cavalo-Marinho, partindo da Vila de Jericoacoara em direção ao oeste, está situado a aproximadamente 8 km da Vila. Localizado no interior do PNJ, esse ponto ocupa uma área antropizada, oferecendo espaço para estacionamento, recepção e embarque direto do solo nas canoas.

Já o Ponto 2 (2°50'31.07"S, 40°35'0.30"O) dispõe de uma área para estacionamento, recepção e embarque nas canoas diretamente do solo, situado a aproximadamente 8,5 km da Vila de Jericoacoara. Nesse ponto as canoas percorrem um curto trajeto até o local de desembarque. Os visitantes seguem a pé por um trecho de manguezal com solo arenoso, facilitando o deslocamento. Após esse deslocamento, chegam a uma pequena lagoa onde a água marinha fica represada durante a maré baixa. A observação dos cavalos-marinhos é realizada nesse local, com captura e contenção temporária em potes, auxiliada por condutores de visitantes que permanecem exclusivamente nessa área e não acompanham os trechos realizados pelas canoas.

Localizado fora dos limites do PNJ, no Ponto 3 (2°50'49.86"S, 40°35'19.07"O), os veículos turísticos

precisam atravessar o rio Guriú utilizando balsas motorizadas que operam durante o período diurno. O local oferece área para estacionamento, recepção e o embarque é realizado diretamente em solo. Após o embarque, as canoas atravessam novamente o rio Guriú, retornando ao PNJ transitando pelo manguezal protegido pela unidade de conservação.

Monitoramento da visitação

Entre setembro e dezembro de 2022, foi realizado o monitoramento dos passeios para avistamento de cavalos-marinhos no PNJ, período de alta temporada turística, com apoio do Programa de Voluntariado do ICMBio. A equipe de monitoramento alternou a atividade entre os três pontos de embarque. Um grupo, composto por três ou quatro pesquisadores, chegavam às 9h no ponto escolhido, com um observador permanecendo em terra na área de embarque, enquanto os demais integrantes da equipe embarcavam nos cruzeiros, acompanhando os visitantes durante todo o trajeto.

Os passeios ocorrem exclusivamente no período matutino, geralmente entre 9h e 12h. Embora a maré baixa seja a condição ideal para avistar os animais, os passeios são realizados mesmo em condições de maré menos favoráveis.

A aquisição de dados foi registrada em formulários por pesquisadores a bordo dos barcos de passeios, durante o monitoramento. Os registros incluíam: i) número de condutores e situação (autorizados e não-autorizados); ii) número de visitantes por embarcação e por dia; iii) arrecadação; iv) tempo de contenção temporária dos cavalos-marinhos nos recipientes, entre outras informações como a presença de crianças, uso de coletes salva-vidas etc. Em terra, observador responsável contava o total de visitantes, o número de condutores e as embarcações disponíveis no dia do monitoramento. Os pesquisadores adotaram uma postura neutra, buscando não interagir como os condutores e visitantes. A estatística descritiva foi utilizada para apresentar foram apresentados os resultados obtidos como contagens, porcentagens e medidas de tendência central.

Monitoramento da população de cavalos-marinhos

O monitoramento da população de cavalos-marinhos no PNJ foi inicialmente realizado no período de 2011 a 2015, em parceria com o Instituto Hyppocampus e o Programa Petrobrás Ambiental [21]. Atualmente, o monitoramento é realizado pela equipe do ICMBio/PNJ e segue parcialmente a metodologia descrita no último estudo publicado[21], mantendo a busca dos cavalos-marinhos a partir das embarcações.

A identificação do sexo dos cavalos-marinhos foi realizada com base na presença ou ausência da bolsa incubadora, sendo os machos identificados pela presença dessa estrutura e as fêmeas, pela sua ausência[30][10]. Esses monitoramentos ocorrem bimestralmente, integrando a agenda do Componente Manguezal do Programa Monitora. Durante as expedições de campo são coletadas e registradas as características e a quantidade de indivíduos avistados.

Resultados

Monitoramento da visitação

O monitoramento da atividade de visitação realizada em 2022 gerou informações atualizadas sobre aspectos socioeconômicos e acerca da captura e contenção temporária dos animais, conforme Figura 2.

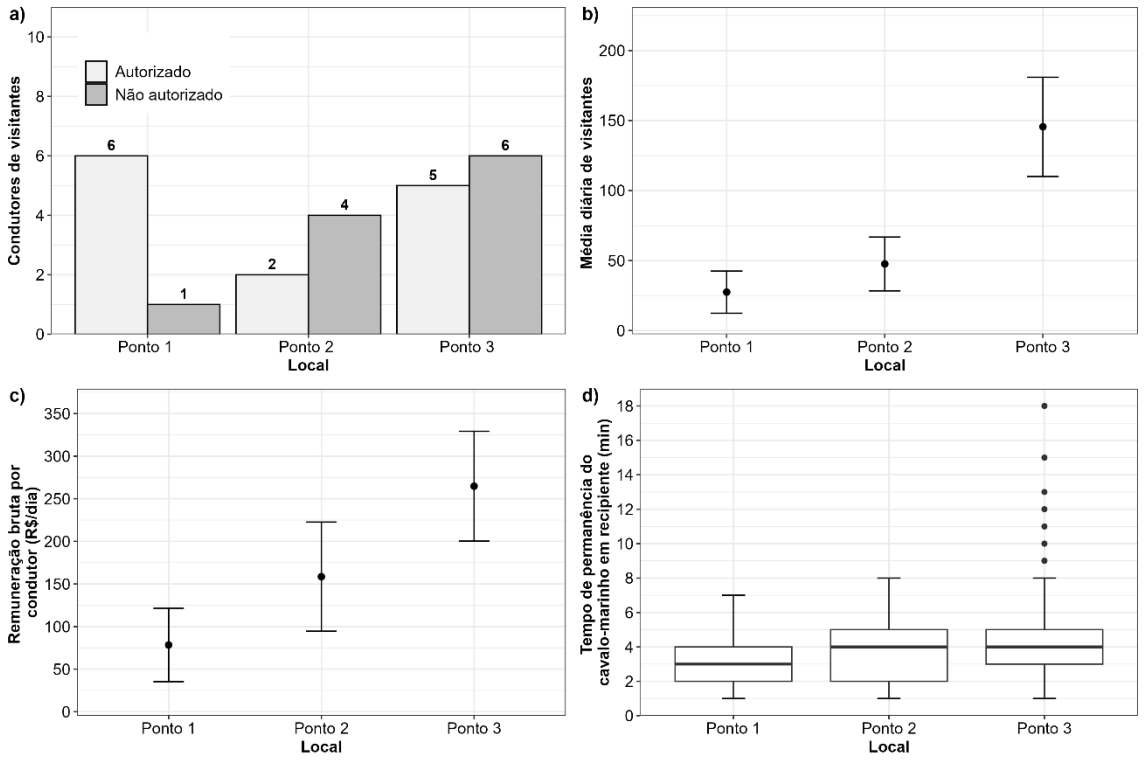


Figura 2 – (a) Gráfico com a quantidade de condutores autorizados e não autorizados por ponto; (b) média diária de visitação de turistas por ponto; (c) remuneração bruta dos condutores por dia; (d) tempo permanência em minutos dos cavalos-marinhos em recipientes cronometrado em cada ponto Fonte: Elaborado pela autora.

Na Figura 2a é apresentado os condutores autorizados e não-autorizados pelo ICMBio que estavam em atividade nos três pontos de visitação. Observa-se que, proporcionalmente, os Pontos 2 e 3 possuem mais de 50% de condutores sem autorização. Destacamos que a autorização é obrigatória para a prestação de serviços remunerados nas unidades de conservação conforme prevê a Portaria ICMBio nº 769 de 10 de dezembro de 2019[31].

O número de visitantes e a remuneração dos condutores foi mais elevada no Ponto 3, seguido pelo Ponto 2 e Ponto 1, demonstrando o impacto socioeconômico para as comunidades do Mangue Seco (Pontos 1 e 2) com 13 trabalhadores e na Comunidade do Guriú, com 11 trabalhadores no período monitorado.

O Ponto 1 registrou 315 veículos e 956 passageiros, enquanto o Ponto 2 teve 208 veículos e 1.148 passageiros. Já o Ponto 3, fora da UC, mostrou números muito superiores tanto em veículos (N = 565) como em passageiros (N = 2.315), indicando maior fluxo turístico próximos aos limites do parque. Além disso, a proporção de passageiros que efetivamente realizaram o passeio foi mais alta no Ponto 3, em comparação ao Ponto 2 e ao Ponto 1, conforme apresentado na Tabela 1. Em cada ponto de embarque, menos de dez por cento dos veículos não realizaram passeios por razões não identificadas no monitoramento.

Em mais de 90% dos cruzeiros monitorados no Ponto 2 e 3 foram avistados cavalos-marinhos, em contrapartida, no Ponto 1 cerca de 36% dos cruzeiros não tiveram sucesso nos avistamentos (Tabela 1). Apesar da mediana do tempo de permanência dos cavalos-marinhos em recipientes serem semelhantes entre os pontos, observa-se uma diferença de um minuto a menos na captura de *H. heidi* no Ponto 1. Vale destacar que no Ponto 3 foram observados os maiores tempos de contenção temporária dos animais, incluindo a permanência de um mesmo indivíduo por 18 minutos no recipiente (Figura 2a).

Tabela 1 – Contagens (percentagens) dos dados do monitoramento da visitação. Fonte: Elaborado pela autora.

	Ponto 1	Ponto 2	Ponto 3
Nº de campanhas	3	2	2
Nº de condutores	7	6	11
Total de veículos	315	208	565
Veículos que não realizaram o passeio	17 (5,4)	18 (8,7)	14 (2,5)
Total de turistas	956	1148	2315
Turistas que fizeram o passeio	599 (62,7)	795 (69,3)	2309 (99,7)
Turistas acompanhados pelos monitores	537 (89,6)	718 (90,3)	2028 (87,8)
Turistas não acompanhado pelos monitores	62 (10,4)	77 (9,7)	281 (12,2)
Total de cruzeiros	119	94	259
Cruzeiros que avistaram CM	76 (63,9)	92 (97,9)	258 (99,6)
Cruzeiros que não avistaram CM	43 (36,1)	2 (2,1)	1 (0,4)

Monitoramento da população de cavalos-marinhos

No período de 2020 a 2024 foram realizadas 29 campanhas de monitoramento da população de *H. reidi* (N = 121) nas áreas de manguezal do PNJ. Os cruzeiros de pesquisa percorreram as mesmas áreas de realização do passeio turístico, durante as marés baixas de sizígia para facilitar a visualização dos pequenos peixes. Os cavalos-marinhos avistados durante o período do monitoramento variou conforme ilustrado na Figura 3.

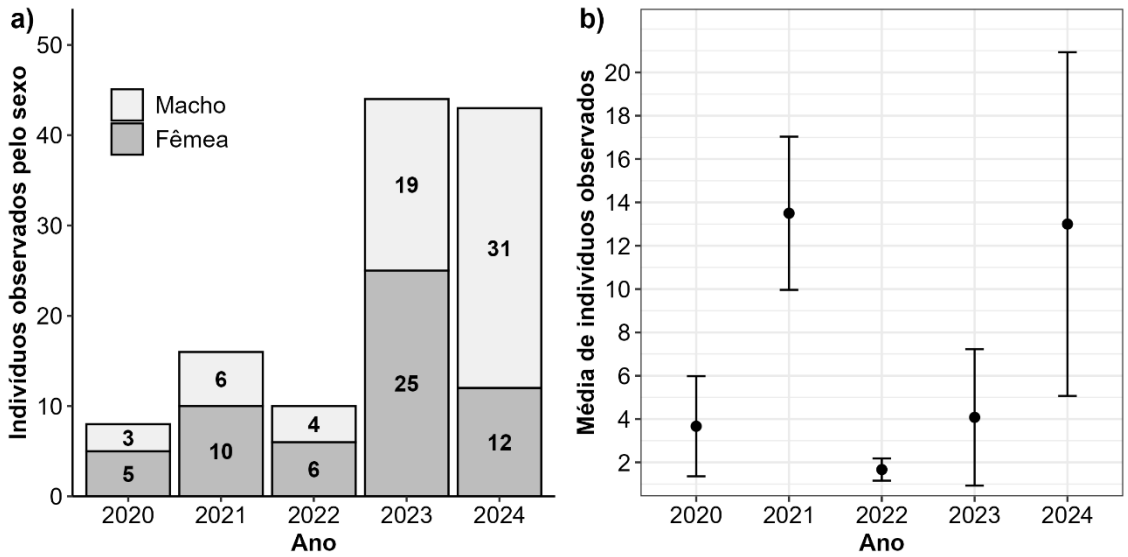


Figura 3 – Parque Nacional de Jericoacoara: (a) total de indivíduos avistados e proporção sexual de *H. reidi* e média da razão sexual de avistados; (b) média de *H. reidi* observados no período de 2020 a 2024. Fonte: Elaborado pela autora.

No manguezal do presente estudo, as campanhas de monitoramento realizadas nos anos de 2011, 2012, 2013 e 2015 [21] indicavam que a população de *H. reidi* estava em declínio nos três primeiros anos de pesquisa e estável em 2015 (Figura 4a).

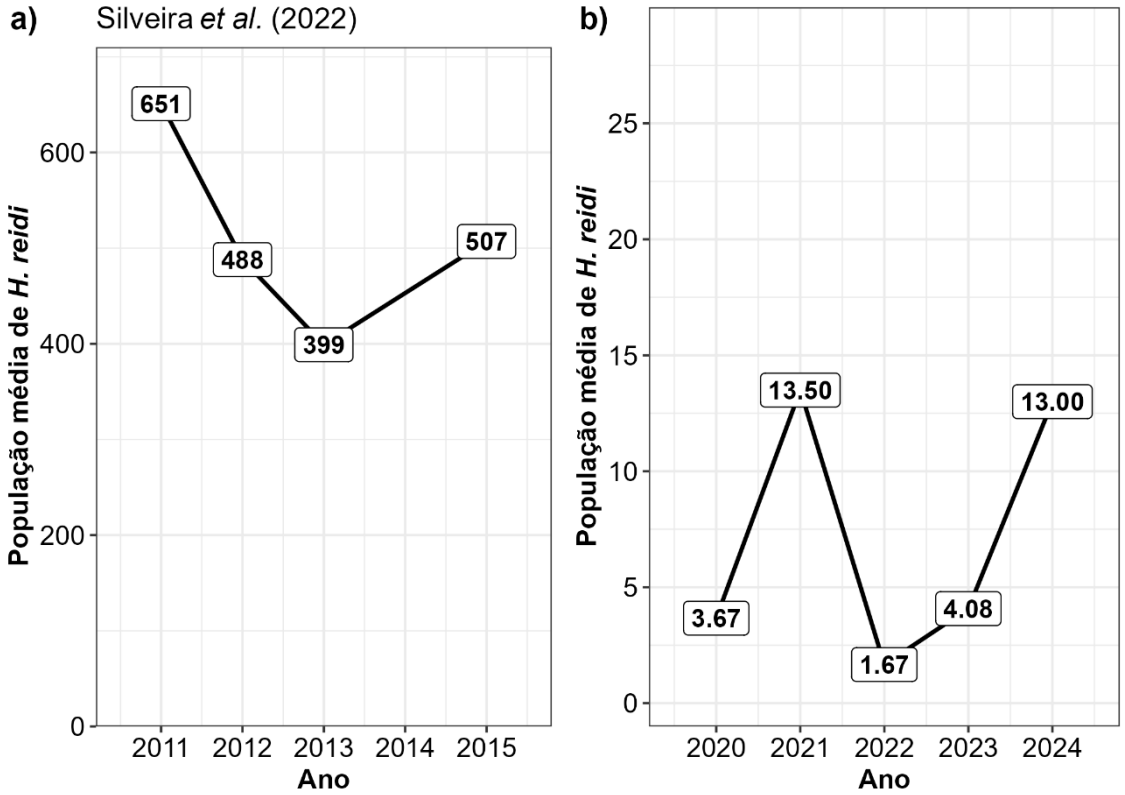


Figura 4 – (a) média populacional observada de H. reidi durante o monitoramento nos anos de 2011, 2012, 2013 e 2015 no Parque Nacional de Jericoacoara [21]; (b) média populacional observada de H. reidi no monitoramento nos anos de 2020 a 2024. Fonte: Elaborado pela autora.

Na Figura 4, para facilitar a comparação com os dados relatados no presente estudo, calculamos a média aritmética do número de indivíduos de *H. redi* avistados a cada ano dividido pelo número de campanhas realizadas no período. No monitoramento conduzido entre 2011 a 2015 [21], considerando buscas ativas do *H. reide* (in/m^2) por meio de mergulho *snorkeling*, foram realizadas duas campanhas por ano, exceto em 2013, quando ocorreu somente uma campanha. No presente estudo o número de coletas anuais foi: três em 2020, duas em 2021, seis em 2022, 13 em 2023 e cinco em 2024.

Discussão e Conclusão

Durante a investigação das denúncias encaminhadas ao PNJ pelo Ministério Público Federal, foram realizadas ações para compreender melhor o funcionamento dos passeios, seu impacto social e o impacto sobre *H. reidi*. Tradicionalmente, esses passeios envolviam a captura e contenção temporária dos animais em recipientes de vidro para que os turistas pudessem fotografá-los.

O Passeio do Cavalo-Marinho no PNJ é uma atividade conduzida por operadores autorizados pelo ICMBio para prestar serviços turísticos remunerados. Inicialmente regulamentada pela Portaria MMA/ICMBio n. 579 de 2017 [32][5], a atividade agora segue a Portaria ICMBio n. 769 de 2019 [31].

A avaliação dos dados de observação dos passeios revelou que parte das regras destinadas a mitigar os impactos sobre a unidade de conservação e a espécie ameaçada, *H. reidi*, não eram cumpridas pelos condutores, especialmente no que diz respeito ao tempo de contenção dos cavalos-marinhos nos recipientes para observação e registro fotográfico.

O tempo máximo de contenção deveria ser de um minuto e, no presente estudo variou em média de 4 a 5,42 minutos, tendo sido registrado o confinamento de um animal por 18 minutos.

A contenção temporária dos cavalos-marinhos causa estresse fisiológico e comportamental desde o primeiro minuto de confinamento, conforme demonstrado na avaliação de seus efeitos negativos [34]. Durante a permanência em recipientes de vidro para observação turística, foi avaliado o aumento da frequência respiratória e a alterações no comportamento dos animais como indicativos de estresse durante diferentes períodos de confinamento que duraram até 15 minutos. Essas perturbações afetam a fisiologia e alteração do comportamento natural dos cavalos-marinhos, prejudicaram sua alimentação e eficiência reprodutiva, entre outros distúrbios relacionados ao estresse.

Além dos aspectos relacionados ao manejo dos animais o presente estudo também identifica as diferenças estruturais entre os pontos de embarque. No Ponto 2 o impacto ambiental da atividade turística foi considerado inadequado para uma unidade de conservação de proteção integral. Isso se deve ao pisoteio dos visitantes sobre o ecossistema de manguezal e à manutenção de CM em uma poça de maré que não oferece abrigo e proteção adequados para a espécie.

A transferência dos animais para uma poça rasa de fundo lamoso, na ausência da vegetação à qual estão associados, pode ter sido realizada artificialmente. Esse aprisionamento foi agravado pela recorrente transferência para recipientes de vidro entregues aos turistas para observação e registros fotográficos. Apesar do caráter atrativo para o turismo, essas ações potencializam as perturbações que o CM enfrenta, destacando sua natureza vulnerável, diante da intervenção antrópica.

Somado a esses fatores o presente estudo realizou campanhas de monitoramento nos mesmos locais, denominados Ponto 1 e Ponto 2, evidenciado que após uma década, o número de animais observados em cada campanha passou de várias centenas [21] para apenas algumas unidades, tornando necessária e justificada a adoção de medidas de proteção para *H. Reidi* na unidade de conservação.

Ao final do período de estudo a equipe gestora do PNJ promoveu uma ação educativa voltada para os condutores de visitantes, adotando uma abordagem inclusiva e acessível. A iniciativa, estruturada como uma trilha de capacitação, ocorreu entre junho e setembro de 2023 e contribuiu para a regularização de condutores sem autorização. Os cursos ministrados abordaram temas como associativismo, interpretação ambiental, flora e fauna do manguezal, com ênfase em invertebrados, e técnicas de observação de aves.

Para a proteção de *H. reidi* no interior do PNJ e para a continuidade da atividade turística, foram estabelecidas novas regras de visitação na região alvo do passeio, com destaque para: i) desmobilização do "Ponto 2", devido a sua localização e necessidade de desembarque dos turistas que adicionava riscos à segurança da visitação e forte pressão sobre o ecossistema gerada pelo pisoteio; ii) proibição da captura e contenção temporária dos cavalos-marinhos, evitando o estresse e danos aos indivíduos e suas relações territoriais e sociais; iii) capacitação continuada para a atualização dos conhecimentos dos condutores de visitantes, medida que visa tanto a qualificação profissional quanto a proteção ao ecossistema manguezal e iv) alteração do nome do atrativo, passando de "Passeio do Cavalo-Marinho", para "Passeio do Manguezal do Parque Nacional de Jericoacoara". Essa medida teve como principal objetivo reduzir a expectativa dos visitantes de visualizar e manipular os indivíduos de *H. reidi* em frascos de vidro.

O conjunto de procedimentos e regras de visitação no PNJ foi reunido no Protocolo Operacional de Visitação (PROV), conforme prevê a Portaria ICMBio n. 289/2021 [33], que se destina, principalmente, à orientação dos operadores e condutores de visitantes autorizados pelo ICMBio.

Agradecimentos

Agradecemos ao Programa de Voluntariado do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade, em especial aos voluntários: Mariana Macedo de Sousa Botão, Sabryna Gouveia Calazans, Simone Cruz Barreira, Rafael Del Prete e Eudaldo Monção Rocha Júnior. À equipe do LABOMAR/UFC, por sua dedicação ao Parque Nacional de Jericoacoara, aos condutores de visitantes e com os cavalos-marinhos.

Referências

1. Haanpää M, Salmela T, García-Rosell JC, Äijälä M. The disruptive 'other'? Exploring human-animal relations in tourism through videography. Tourism Geographies. 2021; 23(1-2): 97-117.

2. Ternes MLF, Gerhardinger LC, Schiavetti A. Seahorses in focus: Local ecological knowledge of seahorse-watching operators in a tropical estuary. J Ethnobiology Ethnomedicine. 2016; 12(1): 1-12.

3. Vincent ACJ, Foster SJ, Koldewey HJ. Conservation and management of seahorses and other Syngnathidae. Journal of Fish Biology. 2011; 78(6): 1681-1724.

4. Camargo CFD, Coelho SCA. Aspectos da educação e da interpretação ambiental no Ecoturismo no Brasil. RBEcotur [Internet]. 2021 January [cited 2024 Set 13]; 14(1). Available from: https://periodicos.unifesp.br/index.php/ecoturismo/article/view/6766

5. Martins JC, Fontana A, Silveira RB, Vidal MD. Trajetória e perspectivas do turismo com cavalos-marinhos no Parque Nacional de Jericoacoara, Ceará. BioBrasil. 2022 April; 12(3): 234-248. doi: 10.37002/biobrasil.v12i3.1988

6. Ballantyne R, Packer J, Hughes K, Dierking L. Conservation learning in wildlife tourism settings: Lessons from research in zoos and aquariums. Environmental Education Research. 2007; 13(3): 367-383. doi: 10.1080/13504620701430604

7. Brumatti PNM. O papel do turismo de observação da vida selvagem para a conservação da natureza. Revista Brasileira de Ecoturismo RBEcotur. 2013; 6(4): 191-206.

8. Rosa IL, Oliveira TPR, Castro ALC, Moraes LE, Dias TLP, Nottingham MC, Xavier JHA, Bruto-Costa LV, Birolo AB, Mai ACG, Monteiro-Neto C. Population characteristics, space use and *habitat* associations of the seahorse *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae). Neotrop ichthyol. 2007; 5(3): 405-414. doi: 10.1590/S1679-62252007000300020

9. Aylesworth LA, Xavier JH, Oliveira TPR, Tenorio GD, Diniz AF, Rosa IL. Regional-scale patterns of *habitat* preference for the seahorse *Hippocampus reidi* in the tropical estuarine environment. Aquat Ecol. 2015 December; 49(4): 499-512. doi:10.1007/s10452-015-9542-3

10. Lourie SA, Foster SJ, Cooper EWT, Vicent ACJ. A guide to the identification of seahorses [Internet]. Project Seahorse and TRAFFIC North America. Washington D.C.: University of British Columbia and World Wildlife Fund; 2004. Available from: https://www.hippocampus-institute.org/wp-content/uploads/2019/02/bibliography-2004-Seahorse-ID-Guide.pdf

11. Foster SJ, Vincent ACJ. Life history and ecology of seahorses: implications for conservation and management. Journal of Fish Biology. 2004 July; 65(1): 1-61. doi:10.1111/j.0022-1112.2004.00429.x

12. Felício AKC, Rosa IL, Souto A, Freitas RHA. Feeding behavior of the longsnout seahorse *Hippocampus reidi* Ginsburg, 1933. J Ethol. 2006 July; 24(3): 219-225. doi:10.1007/s10164-005-0189-8

13. Castro ALDC, Diniz ADF, Martins IZ, Vendel AL, Oliveira TPRD, Rosa IMDL. Assessing diet composition of seahorses in the wild using a non destructive method: *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae) as a study-case. Neotrop ichthyol. 2008 December; 6(4): 637-644. doi:10.1590/S1679-62252008000400012

14. Roos G, Van Wassenbergh S, Herrel A, Aerts P. Kinematics of suction feeding in the seahorse *Hippocampus reidi*. Journal of Experimental Biology. 2009 November; 212(21): 3490-3498. doi:10.1242/jeb.033050

15. Schaeffer-Novelli Y, Cintrón-Molero G, Soares MLG, De-Rosa T. Brazilian mangroves. Aquatic Ecosystem Health & Management. 2000 January; 3(4): 561-70.

16. Novelli B, Socorro JA, Caballero MJ, Otero-Ferrer F, Segade-Botella A, Molina Domínguez L. Development of seahorse (*Hippocampus reidi*, Ginsburg 1933): histological and histochemical study. Fish Physiol Biochem. 2015 October; 41(5): 1233-1251. doi: 10.1007/s10695-015-0082-5

17. Duarte M, Gawryszewski FM, Ramineli S, Bessa E. Disruptive coloration and *habitat* use by seahorses. Neotrop ichthyol. 2019; 17(4): e190064. doi: 10.1590/1982-0224-20190064

18. Lourie SA, Pollom RA, Foster SJ. A global revision of the Seahorses *Hippocampus Rafinesque* 1810 (Actinopterygii: Syngnathiformes): Taxonomy and biogeography with recommendations for further research. Zootaxa [Internet]. 2016 August; 4146(1). doi:10.11646/zootaxa.4146.1.1

19. Dias TLP, Rosa IL. *Habitat* preferences of a seahorse species, *Hippocampus reidi* (Teleostei: Syngnathidae) in Brazil. Aqua, Journal of Ichthyology and Aquatic Biology, 2003; 6(4): 165-176.

20. Hercos AP, Giarrizzo T. Pisces, Syngnathidae, *Hippocampus reidi*: filling distribution gaps. Check List. 2007 October; 3(4): 287-290.

21. Silveira RB, Santos Silva JR, Santos L, Martins JC, Garcia AL, Montes MA, Vidal MD. Avaliação dos parâmetros populacionais de cavalos-marinhos em áreas com e sem turismo em áreas marinhas protegidas federais no Nordeste do Brasil. BioBrasil [Internet]. 2022 December 23; 12(4): 1-18. doi:10.37002/biobrasil.v12i4.2278

22. Zhang X, Vincent ACJ. Using cumulative human-impact models to reveal global threat patterns for seahorses. Conservation Biology. 2019; 33(6): 1380-1391. doi:10.1111/cobi.13325

23. Harasti D. Declining seahorse populations linked to loss of essential marine *habitats*. Mar Ecol Prog Ser. 2016 March 21; 546: 173-181. doi: 10.3354/meps11619

24. Lawson JM. The global search for Seahorses in Bycatch. Fisheries. 2017; 42(1): 34-39. doi:10.1080/03632415.2017.1273660

25. IUCN [homepage na internet]. *Hippocampus reidi*: The IUCN Red List of Threatened Species 2017: e.T10082A17025021. [cited 2024 Jun 13]. Available from: http://www.iucnredlist.org/details/10082/0

26. Olden JD, Hogan ZS, Zanden MJV. Small fish, big fish, red fish, blue fish: size-biased extinction risk of the world's freshwater and marine fishes. Global Ecology and Biogeography. 2007; 16(6): 694-701. doi:10.1111/j.1466-8238.2007.00337.x

27. Domínguez-López M, Bellas J, Sánchez-Ruiloba L, Planas M, Hernández-Urcera J. First evidence of ingestion and retention of microplastics in seahorses (*Hippocampus reidi*) using copepods (*Acartia tonsa*) as transfer vectors. Science of The Total Environment. 2022 April; 818: 151688. doi:10.1016/j.scitotenv.2021.151688

28. Portaria MMA n. 148, de 7 de junho de 2022 (Brasil). Altera os Anexos da Portaria n. 443, de 17 de dezembro de 2014, da Portaria n. 444, de 17 de dezembro de 2014, e da Portaria n. 445, de 17 de dezembro de 2014, referentes à atualização da Lista Nacional de Espécies Ameaçadas de Extinção. [Internet]. Diário Oficial da União. 2022 jun. 7 [citado 2024 jun. 10]. Available from: https://www.icmbio.gov.br/cepsul/images/stories/legislacao/Portaria/2020/P_mma_148_2022_altera_anexos_P_mma_443_444_445_2014_atualiza_especies_ameacadas_extincao.pdf

30. Lourie SA, Vincent ACJ, Hall H. Seahorses: An identification guide to the world's species and their conservation. London: Project Seahorse; 1999.

31. Portaria MMA/ICMBio n. 769, de 10 de dezembro de 2019 (Brasil). Dispõe sobre normas e procedimentos administrativos para Autorização da prestação do serviço de condução de visitantes em unidades de conservação federais. [Internet]. Diário Oficial da União. 2019 dez. 7 [citado 2024 jun. 10]. Available from: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/biodiversidade/unidade-de-conservacao/unidades-de-biomas/cerrado/lista-de-ucs/parna-da-chapada-dos-veadeiros/arquivos/Portaria_ICMBio_769_2019_conduo_visitantes.pdf

32. Portaria MMA/ICMBio n. 579 de 11 de outubro de 2017 (Brasil). Estabelece normas e procedimentos para o cadastramento e a autorização de uso para o exercício das atividades comerciais de condução de visitantes e condução embarcada de visitantes para o passeio ecológico do cavalo-marinho no Parque Nacional de Jericoacoara [Internet]. Diário Oficial da União. 2017 out. 11. [citado 2024 jun. 10]. Available from: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/acesso-a-informacao/institucional/legislacao/portarias/portarias-2017/portaria_579_de_11_de_outubro_de_2017.pdf.

33. Portaria MMA/ICMBio n. 289, de 3 de maio de 2021. Dispõe sobre as normas gerais para o planejamento e a implementação do uso público nas unidades de conservação federais[Internet] . Diário Oficial da União. 2021 maio 3. [citado 2024 jun. 10]. Disponível em: https://www.gov.br/icmbio/pt-br/assuntos/criacao-de-unidades-de-conservacao/legislacao/portaria_289_de_3_de_maio_de_2021_planejamento.pdf

34. Ternes MLF, Freret-Meurer NV, Nascimento RL, Vidal MD, Giarrizzo T. Local ecological knowledge provides important conservation guidelines for a threatened seahorse species in mangrove ecosystems. Front Mar Sci. 2023 jun 12; 10: 1139368. doi:10.3389/fmars.2023.1139368

Biodiversidade Brasileira – BioBrasil.
Fluxo Contínuo e Edição Temática:
Gestão do Conhecimento e Sociobiodiversidade das Áreas Protegidas de Carajás
n.1, 2025

http://www.icmbio.gov.br/revistaeletronica/index.php/BioBR

Biodiversidade Brasileira é uma publicação eletrônica científica do Instituto Chico Mendes de Conservação da Biodiversidade (ICMBio) que tem como objetivo fomentar a discussão e a disseminação de experiências em conservação e manejo, com foco em unidades de conservação e espécies ameaçadas.

ISSN: 2236-2886